

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

**MÉMOIRE PRÉSENTÉ À
L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES**

**COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT**

**PAR
GISÈLE MILETTE**

**COMPARAISON DE LA RICHESSE SPÉCIFIQUE, DE L'ABONDANCE
ET DE LA COMPOSITION DES MACROPHYTES DU LIT MINEUR
DE LA RIVIÈRE MATAWIN EN AMONT ET EN AVAL DU
RÉSERVOIR TAUREAU (QUÉBEC, CANADA)**

JANVIER 2008

Université du Québec à Trois-Rivières

Service de la bibliothèque

Avertissement

L'auteur de ce mémoire ou de cette thèse a autorisé l'Université du Québec à Trois-Rivières à diffuser, à des fins non lucratives, une copie de son mémoire ou de sa thèse.

Cette diffusion n'entraîne pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits de propriété intellectuelle, incluant le droit d'auteur, sur ce mémoire ou cette thèse. Notamment, la reproduction ou la publication de la totalité ou d'une partie importante de ce mémoire ou de cette thèse requiert son autorisation.

*Dédié à mes parents, qui ont su me transmettre
leur amour de la nature et de ce coin de pays*

*À mon fils, qui me donne
l'espoir d'un lendemain*

*À la mémoire de mon neveu Mathieu Milette
assassiné lâchement à l'âge de 13 ans
le 21 octobre 2004*

*Le souvenir de ces années et ces personnes
est gravé dans mon cœur pour la vie
et au-delà...*

REMERCIEMENTS

Je voudrais témoigner ma reconnaissance aux personnes qui ont participé d'une façon ou d'une autre à l'élaboration de ce travail.

Je voudrais d'abord exprimer ma gratitude au Docteur Ali Assani qui m'a aidé durant toutes les étapes de cette recherche. Sans sa disponibilité, ses conseils et son encouragement, ce travail n'aurait pu être terminé.

De même, je tiens à remercier madame Estelle Lacoursière et monsieur Alain Maire, qui m'ont aidé pendant le processus d'identification des macrophytes, le laboratoire de recherche sur l'analyse des bassins versants de l'UQTR dirigé par monsieur Stéphane Campeau et le laboratoire des sciences de la terre de l'UQAM pour le prêt de matériel ainsi que les organismes subventionnaires FIR, CRSNG et FQRNT.

Gisèle Milette

CONTRIBUTION AU TRAVAIL DE RECHERCHE

Mlle Milette a activement contribué à toutes les étapes du travail de recherche. Aussi, sa contribution se situe-t-elle aux alentours de 80% de l'ensemble du travail de recherche.

Dr. Ali Assani

RÉSUMÉ DU PROJET

La rivière Matawin, principal affluent de la rivière Saint-Maurice en rive droite, draine un bassin versant de 5775 km². Son cours est constitué par une succession quasi régulière de tronçons sableux et caillouteux. La construction du réservoir Taureau en 1930 a provoqué des changements hydrologiques et morphologiques. En ce qui concerne l'hydrologie, le réservoir a inversé le régime hydrologique en aval : les débits maximums surviennent en hiver et les débits minimums au printemps et en été. Sur le plan morphologique, dans les secteurs sableux, on assiste à un début de tressage (multiplication des chenaux). L'objectif de notre étude était d'analyser les conséquences potentielles de ces changements hydrologiques et morphologiques survenus en aval du réservoir sur l'abondance et la richesse spécifique des macrophytes dans le lit mineur de la rivière Matawin. Nous avons échantillonné neuf sites en amont et dix sites en aval du réservoir pendant les étés (juin à septembre) 2004 et 2005. L'échantillonnage a été effectué selon la méthodologie proposée par l'Agence Française de l'eau (parcelle de 50 m de long). De plus, nous avons analysé les caractéristiques physico-chimiques de l'eau et des sédiments ainsi que d'autres variables environnementales (pente du chenal, matières en suspension et vitesse du courant) en amont et en aval du réservoir. Nous avons appliqué plusieurs méthodes statistiques (analyse discriminante, cadrage multidimensionnel non métrique, analyse de variance, test *t* de Student) pour comparer la richesse spécifique, la composition ainsi que l'abondance des macrophytes en amont et en aval du réservoir. Contrairement à d'autres travaux déjà réalisés sur ce sujet, nous n'avons observé aucun changement significatif de la composition physico-chimique de l'eau et des sédiments ainsi que de la richesse spécifique et de l'abondance des macrophytes entre l'amont et l'aval. Cette absence de changement serait due au temps de résidence relativement court de l'eau dans le réservoir. Toutefois, une différence a été observée entre les tronçons sableux et caillouteux de même qu'au niveau de la composition des communautés.

Mots clés : régime d'inversion, macrophytes, physico-chimie de l'eau, granulométrie, morphologie, fluctuation du niveau d'eau, réservoir Taureau.

TABLE DES MATIÈRES

| | |
|---|------|
| REMERCIEMENT | iii |
| CONTRIBUTION AU TRAVAIL DE RECHERCHE..... | iv |
| RÉSUMÉ DU PROJET | v |
| TABLE DES MATIÈRES | vi |
| LISTE DES TABLEAUX | viii |
| LISTE DES FIGURES..... | x |
| LISTE DES ABRÉVIATIONS..... | xii |
| CHAPITRE I – RÉSUMÉ DU PROJET | 1 |
| 1.1 INTRODUCTION..... | 1 |
| 1.2 PROBLÉMATIQUE | 2 |
| 1.3 OBJECTIFS DU PROJET | 4 |
| 1.4 HYPOTHÈSES DE TRAVAIL..... | 5 |
| 1.5 MÉTHODOLOGIE | 6 |
| 1.5.1 Présentation du bassin versant de la rivière Matawin | 6 |
| 1.5.2 Description et fonctionnement du barrage Taureau..... | 8 |
| 1.5.3 Localisation et choix des sites d'échantillonnage | 11 |
| 1.5.4 Analyse physico-chimique de l'eau et des sédiments | 14 |
| 1.5.5 Analyse de la végétation | 15 |
| 1.5.6 Analyses statistiques..... | 18 |
| 1.5.7 Fluctuation inter-annuelle du niveau d'eau | 20 |
| 1.6 RÉSULTATS | 22 |
| 1.6.1 Différences entre l'amont et l'aval | 22 |
| 1.6.2 Physico-chimie de l'eau et des sédiments..... | 23 |
| 1.6.3 Comparaison de la richesse spécifique et de l'abon- dance en fonction de la granulométrie et de la morphologie | 24 |
| 1.6.4 Comparaison des groupes écologiques en fonction de la granulométrie et de la morphologie | 26 |
| 1.6.5 Composition des communautés de macrophytes..... | 27 |
| 1.6.6 Influence de la variabilité inter-annuelle des débits | 32 |

| | |
|---|-----------|
| 1.7 INTERPRÉTATION ET CONCLUSION..... | 34 |
| BIBLIOGRAPHIE..... | 38 |
| CHAPITRE II – MANUSCRIT..... | 41 |
| RÉSUMÉ..... | 42 |
| SUMMURY..... | 43 |
| 2.1 INTRODUCTION | 43 |
| 2.2 DESCRIPTION DU BASSIN VERSANT DE LA RIVIÈRE MATAWIN ET FONCTIONNEMENT DU BARRAGE TAUREAU... | 46 |
| 2.3 MÉTHODOLOGIE..... | 48 |
| 2.3.1 Sites d'études, méthodes d'échantillonnage et d'analyse de l'eau, de la végétation et des sédiments..... | 48 |
| 2.3.2 Analyse statistique des données..... | 50 |
| 2.4 RÉSULTATS..... | 51 |
| 2.4.1 Comparaison des caractéristiques physico-chimiques de l'eau et des sédiments en amont et en aval du barrage en 2004 | 51 |
| 2.4.2 Comparaison des caractéristiques des communautés de macrophytes en amont et en aval du barrage en 2004..... | 51 |
| 2.4.3 Comparaison des caractéristiques des communautés de macrophytes en fonction de la granulométrie en 2004 | 52 |
| 2.4.4 Influence de la variabilité du niveau d'eau..... | 52 |
| 2.4.5 Comparaison de la composition des communautés de macrophytes en 2004 et en 2005 | 53 |
| 2.5 DISCUSSION ET CONCLUSION..... | 54 |
| REMERCIEMENTS..... | 58 |
| RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES..... | 58 |
| ANNEXES | 77 |

LISTE DES TABLEAUX

| Tableau | Page |
|--|------|
| 1.1 Nombre de stations échantillonnées selon les différents types de granulométrie et de morphologie..... | 12 |
| 1.2 Types de variables résultant de la compilation des données | 18 |
| 1.3 Variables entrant dans le modèle de l'analyse discriminante | 23 |
| 1.4 Résultat de la comparaison des caractéristiques physico-chimiques de l'eau entre l'amont et l'aval (valeur de p) | 24 |
| 1.5 Résultat de la comparaison des caractéristiques chimiques des sédiments entre l'amont et l'aval (valeur de p) | 24 |
| 1.6 Résultat de la comparaison de la richesse spécifique et de l'abondance en fonction de la granulométrie (valeur de p) | 25 |
| 1.7 Résultat de la comparaison de la richesse spécifique et de l'abondance en fonction de la morphologie (valeur de p)..... | 25 |
| 1.8 Résultat de la comparaison des groupes écologiques en fonction de la granulométrie (valeur de p)..... | 26 |
| 1.9 Résultat de la comparaison des groupes écologiques en fonction de la morphologie (valeur de p)..... | 26 |
| 1.10 Variations inter-annuelles des caractéristiques physico-chimiques de l'eau..... | 32 |
| 1.11 Variations inter-annuelles des caractéristiques physico-chimiques de l'eau en amont..... | 32 |
| 1.12 Variations inter-annuelles des caractéristiques physico-chimiques de l'eau en aval | 32 |
| 1.13 Variations inter-annuelles des communautés de macrophytes | 33 |
| 1.14 Variations inter-annuelles des communautés de macrophytes en amont | 33 |
| 1.15 Variations inter-annuelles des communautés de macrophytes en aval..... | 33 |
| 2.1 Comparaison des caractéristiques physico-chimiques de l'eau en amont et en aval du réservoir Taureau en 2004..... | 65 |

| | | |
|-----|--|----|
| 2.2 | Comparaison des caractéristiques chimiques des sédiments en amont et en aval du réservoir Taureau en 2004..... | 66 |
| 2.3 | Comparaison des caractéristiques des communautés de macrophytes en amont et en aval du réservoir Taureau en 2004 | 67 |
| 2.4 | Comparaison des caractéristiques physico-chimiques de l'eau en amont du réservoir Taureau en 2004 et en 2005 | 68 |
| 2.5 | Comparaison des caractéristiques physico-chimiques de l'eau en aval du réservoir Taureau en 2004 et en 2005..... | 69 |
| 2.6 | Comparaison des caractéristiques des communautés de macrophytes en amont du réservoir Taureau en 2004 et en 2005..... | 70 |
| 2.7 | Comparaison des caractéristiques des communautés de macrophytes en aval du réservoir Taureau en 2004 et en 2005 | 71 |

LISTE DES FIGURES

| Figure | Page |
|---|------|
| 1.1 Confluence des rivières Matawin et Saint-Maurice..... | 6 |
| 1.2 Localisation du bassin versant de la rivière Matawin..... | 7 |
| 1.3 Chutes de la rivière Matawin | 8 |
| 1.4 Vue de l'amont du barrage en construction (vers 1930)..... | 9 |
| 1.5 Vue de l'aval du barrage en construction (vers 1930) | 9 |
| 1.6 Coefficients mensuels des débits en amont et en aval du barrage de la rivière Matawin (1930-1990) | 11 |
| 1.7 Localisation des stations d'échantillonnage | 12 |
| 1.8 Granulométrie sableuse – chenaux multiples | 13 |
| 1.9 Granulométrie sableuse – chenal simple | 13 |
| 1.10 Granulométrie caillouteuse (petits éléments) – chenal simple..... | 13 |
| 1.11 Granulométrie caillouteuse (gros blocs) – chenal simple | 13 |
| 1.12 Échantillonnage sur le terrain..... | 15 |
| 1.13 Zone d'échantillonnage | 16 |
| 1.14 Méthode d'échantillonnage de la végétation | 16 |
| 1.15 Méthode d'échantillonnage et granulométrie..... | 17 |
| 1.16 Confluence 2004 | 20 |
| 1.17 Confluence 2005 | 20 |
| 1.18 Débits mensuels moyens en amont du réservoir Taureau de mai à octobre 2004 et 2005 | 21 |
| 1.19 <i>Elodea canadensis</i> | 21 |
| 1.20 <i>Utricularia vulgaris</i> | 21 |
| 1.21 <i>Alisma gramineum</i> | 21 |
| 1.22 <i>Eriocaulon septangulare</i> | 22 |
| 1.23 <i>Potamogeton epihydrus</i> | 22 |
| 1.24 Résultat de la comparaison de la richesse spécifique et de l'abondance en fonction de la granulométrie (analyse de variance) | 25 |

| | | |
|------|---|----|
| 1.25 | Résultat de la comparaison des groupes écologiques en fonction de la granulométrie (analyse de variance) | 27 |
| 1.26 | Distribution relative des stations selon la similitude dans la composition des espèces (2004) en relation avec les secteurs | 29 |
| 1.27 | Distribution relative des stations selon la similitude dans la composition des espèces (2005) en relation avec les secteurs | 29 |
| 1.28 | Distribution relative des stations selon la similitude dans la composition des espèces (2004) en relation avec la granulométrie | 30 |
| 1.29 | Distribution relative des stations selon la similitude dans la composition des espèces (2005) en relation avec la granulométrie | 30 |
| 1.30 | Distribution relative des stations selon la similitude dans la composition des espèces (2004) en relation avec la morphologie..... | 31 |
| 1.31 | Distribution relative des stations selon la similitude dans la composition des espèces (2005) en relation avec la morphologie..... | 31 |
| 2.1 | Localisation des stations d'échantillonnage (bassin versant de la rivière Matawin, Québec)..... | 72 |
| 2.2 | Coefficients mensuels des débits en amont et en aval du barrage la rivière Matawin (1930-1990)..... | 73 |
| 2.3 | Résultats significatifs de la comparaison (a) de la richesse spécifique, de l'abondance (b) et des groupes écologiques des macrophytes en fonction de la granulométrie (analyse de variance)..... | 74 |
| 2.4 | Débits mensuels moyens en amont du réservoir Taureau de mai à octobre 2004 et 2005 | 75 |
| 2.5 | Distribution relative des les stations en 2004 (a) et en 2005 (b) selon la similitude dans la composition des espèces en relation avec les secteurs..... | 76 |
| 2.6 | Distribution relative des les stations en 2004 (a) et en 2005 (b) selon la similitude dans la composition des espèces en relation avec la granulométrie | 77 |

LISTE DES ABRÉVIATIONS

| | |
|--------------|--|
| AM | amont |
| AV | aval |
| CID | carbone inorganique dissous |
| COD | carbone organique dissous |
| CRSNG | Conseils de Recherches en Sciences Naturelles et en Génie du Canada |
| FACH | espèces facultatives des milieux humides |
| FIR | Fonds Institutionnels de Recherches |
| FQRNT | Fonds Québécois de recherche sur la Nature et les Technologies |
| MES | matières en suspension |
| MDS | multidimensionnel scaling (cadrage multidimensionnel non-métrique) |
| N | azote |
| NT | azote total |
| OBL | espèces obligées aux milieux humides |
| P | phosphore |
| PT | phosphore total |
| TERR | espèces terrestres |
| UQTR | Université du Québec à Trois-Rivières |
| UQAM | Université du Québec à Montréal |

CHAPITRE I

RÉSUMÉ DU PROJET

1.1 INTRODUCTION

La production d'énergie hydroélectrique a nécessité la construction de barrages sur de nombreux affluents du fleuve Saint-Laurent au Québec. Les impacts environnementaux de ces barrages sur les écosystèmes fluviaux ont jusqu'à présent été analysés seulement au niveau des lacs de barrages (Hayeur, 2001). En revanche, il n'existe pratiquement pas d'études d'impacts sur les sections en aval des barrages comme l'avaient révélé Patoine *et al.* (1999) dans leur mémoire remis dans le cadre des audiences publiques sur la Gestion de l'eau au Québec. Pourtant, ce sont les tronçons de cours d'eau situés en aval des barrages qui devraient être les plus affectés – comparativement aux lacs des barrages – comme l'ont démontré de nombreux travaux réalisés dans d'autres pays (Petts, 1984). De plus, les impacts en aval des barrages peuvent être très complexes, d'une part, en raison de la diversification des modes de gestion de barrages (Brandt, 2000) et naturellement irréversibles, d'autre part, contrairement aux lacs de barrages qui peuvent retrouver leurs conditions initiales, au demeurant peu variables d'un lac à un autre, 5 ou 10 ans après la mise en service des barrages (Hayeur, 2001). Par ailleurs, contrairement à certains pays développés, le Québec ne dispose pas encore d'une véritable politique de restauration des tronçons régularisés pour la préservation de la biodiversité (animale et végétale) notamment en raison de l'absence d'études d'impacts en aval des barrages. Certains travaux ont montré qu'en aval des barrages, cette biodiversité s'appauvrit à cause de la disparition de plusieurs espèces autochtones qui ne s'adaptent pas aux changements des régimes hydrologiques (Stanford *et al.*, 1996).

Pour restaurer et protéger cette biodiversité, l'élaboration de mesures de restauration ou de réhabilitation des tronçons régularisés s'impose. Ces mesures se justifient du fait que presque tous les barrages dans le bassin versant du fleuve Saint-Laurent au Québec ont été construits avant 1970, période durant laquelle on ne se préoccupait guère des questions environnementales pour protéger les écosystèmes fluviaux.

Dans le but d'élaborer ces mesures de restauration, le professeur Ali ASSANI a entrepris un programme de recherche sur les impacts en aval des barrages au Québec. Dans le cadre de ce programme de recherche, notre étude s'intéresse aux impacts des changements hydrologiques et morphologiques sur les macrophytes.

1.2 PROBLÉMATIQUE

Malgré le rôle déterminant des macrophytes dans l'écologie des systèmes fluviaux, leur influence tend à être ignorée dans les études hydrologiques et morphologiques (Clarke, 2002). D'une part, certains auteurs ont constaté le manque de données sur la végétation aquatique (avant/après les développements hydroélectriques) et, en particulier, le manque d'intérêt porté aux macrophytes dans les études d'impacts environnementaux concernant les développements hydroélectriques (Rørslett *et al.*, 1989). D'autre part, les impacts de barrage (Petts, 1984) sur les macrophytes peuvent être différents en fonction des différents modes de gestion des barrages (magnitude, fréquence des inondations), des différents types de rivières (morphologie, granulométrie), de la localisation géographique des barrages (climat, géologie, milieu littoral ou continental), etc.

De façon générale, les barrages induisent trois types de changements. Premièrement, les macrophytes peuvent répondre par une augmentation de leur richesse spécifique et de leur abondance (Rørslett *et al.*, 1989; Bernez *et al.*, 2004). Les causes de ces changements sont souvent associées à une décharge hypolimniale eutrophique, une absence de couvert de glace en hiver, une réduction de la turbidité, une augmentation de la stabilité du lit, etc. Deuxièmement, on peut observer la réaction inverse, soit une diminution de la richesse spécifique et de l'abondance des macrophytes (Garcia de Jalon *et al.*, 1994; Nilsson *et al.*, 1991), associée à une décharge épilimniale, un apport d'eau turbide des tributaires, des variations rapides et fréquentes des décharges (assèchement ou arrachement), etc. Enfin, les communautés de macrophytes peuvent répondre par une modification de leur composition (Nilsson *et al.*, 1991; Jansson *et al.*, 2000), provoquée entre autres par la sédimentation intra-chenal, les changements dans la profondeur et la turbidité de l'eau, les variations rapides et fréquentes des décharges (assèchement ou arrachement), etc.

Cependant, ces études n'ont pas tenu compte de l'effet lié aux régimes hydrologiques, en particulier le régime de type inversion, sur les caractéristiques des macrophytes. Par conséquent, on ignore les types de changements associés à un tel effet. Par ailleurs, en 2005, Stichelbout avait démontré que l'inversion du régime hydrologique de la rivière Matawin entraînait une hausse des espèces herbeuses des plaines alluviales annuellement inondées en aval du réservoir Taureau. Quant à Gravel (2005), elle a démontré que l'augmentation du niveau d'eau entraînait une diminution du nombre d'espèces mais une hausse d'abondance de la végétation sur les dépôts édifiés dans le lit mineur de la rivière Matawin.

Au Québec, on ignore les impacts de l'inversion d'un régime hydrologique induits par les barrages sur l'abondance et la richesse

spécifique des macrophytes dans un environnement lotique. Pour combler cette lacune, nous avons comparé les caractéristiques physico-chimiques de l'eau et des sédiments ainsi que l'abondance et la richesse spécifique des macrophytes en amont et en aval du réservoir Taureau construit sur la rivière Matawin en 1929. Ce réservoir a modifié profondément le régime hydrologique de la rivière (Assani *et al.*, 2002) : les débits maximums surviennent en hiver et les débits minimums au printemps. Ces changements hydrologiques ont affecté la morphologie du chenal. Dans les tronçons sableux, on observe un élargissement important du chenal qui initie un tressage (subdivision du chenal en plusieurs bras séparés par des petits îlots ou chenaux multiples). Cet élargissement influence aussi localement les vitesses de courant et la taille des sédiments, deux facteurs qui contrôlent l'établissement et le développement des macrophytes en un site donné. Il nous a donc paru intéressant d'analyser les conséquences de ces changements sur l'abondance, la composition et la richesse spécifique des macrophytes.

1.3 OBJECTIFS DU PROJET

Les principaux objectifs de cette étude sont :

1. Déterminer l'impact du changement hydrologique induit par le réservoir Taureau sur la richesse spécifique (nombre d'espèces), l'abondance (recouvrement) et la composition des macrophytes dans le lit mineur de la rivière.
2. Déterminer l'influence de la morphologie et de la granulométrie sur la richesse spécifique (nombre d'espèces), l'abondance

(recouvrement) et la composition des macrophytes dans le lit mineur de la rivière.

3. Déterminer l'influence de la fluctuation des niveaux d'eau sur la richesse spécifique (nombre d'espèces), l'abondance (recouvrement) et la composition des macrophytes dans le lit mineur de la rivière.

1.4 HYPOTHÈSES DE TRAVAIL

Nous avons formulé quatre hypothèses pour cerner l'impact du changement hydrologique et l'influence de la morphologie et de la granulométrie sur la richesse spécifique, l'abondance et la composition des communautés de macrophytes:

1. L'inversion du régime hydrologique entraîne une hausse de la richesse spécifique et de l'abondance des macrophytes en aval du barrage comme c'est le cas des plaines alluviales.
2. Cette hausse dépend de la granulométrie et de la morphologie du chenal.
3. L'inversion du régime hydrologique entraîne également une modification de la composition des communautés de macrophytes.
4. La richesse spécifique, l'abondance et la composition vont varier en fonction du niveau d'eau (variation inter-annuelle).

1.5 MÉTHODOLOGIE

1.5.1 Présentation du bassin versant de la rivière Matawin

Principal affluent de la rivière Saint-Maurice (fig. 1.1) et sous affluent du fleuve Saint-Laurent en rive gauche (nord), la rivière Matawin draine un bassin versant de 5 775 km² (fig. 1.2). Elle entaille le bouclier canadien. Le climat est du type subpolaire continental avec une lame d'eau annuelle d'environ 1000 mm et une température moyenne annuelle de 4°C. Tout le bassin versant se situe dans la zone de végétation tempérée nordique, tout juste au sud de la zone boréale, et est majoritairement couvert par le domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune (Tardif *et al.*, 2005). Quant aux activités anthropiques, elles se limitent à l'exploitation forestière. L'agriculture est quasi absente car les terres et le climat n'y sont pas propices.



FIGURE 1.1 : Confluence des rivières Matawin et St-Maurice

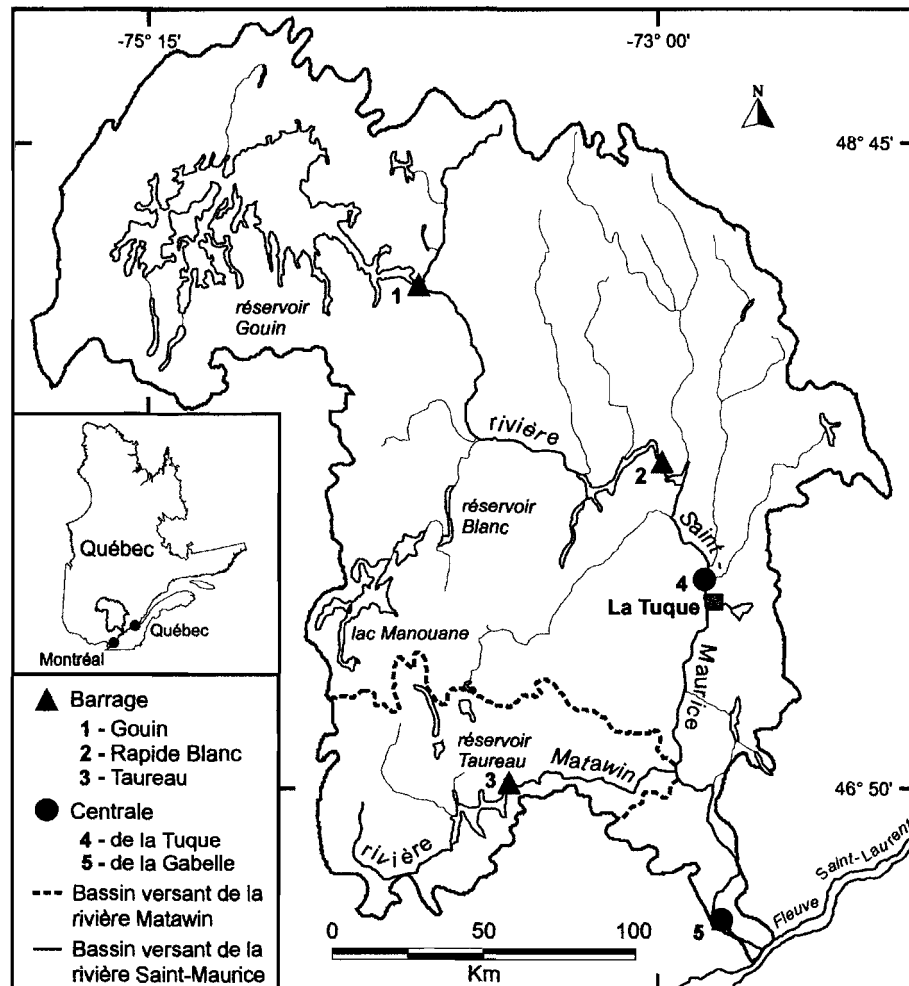


FIGURE 1.2 : Localisation du bassin versant de la rivière Matawin

La rivière incise alternativement et de manière quasi régulière les formations sableuses d'origine fluvio-glaciaires et des formations caillouteuses appartenant au socle. Sur ces derniers tronçons y affleure parfois la roche en place donnant ainsi naissance à des chutes et des rapides (fig. 1.3). Ainsi, le cours de la Matawin est caractérisé par une alternance de biefs caillouteux à écoulement turbulent, en raison de la forte pente, et de biefs sableux à écoulement lent.



FIGURE 1.3 : Chutes de la rivière Matawin

1.5.2 Description et fonctionnement du barrage Taureau

En 1929, la Shawinigan Water & Power Co construisit sur la rivière Matawin, le barrage Taureau (fig. 1.4 et 1.5). Celui-ci avait trois objectifs : rehausser la capacité hivernale du réservoir des centrales hydroélectriques de Grand-Mère, Shawinigan 2 - 3 et la Gabelle érigées sur la rivière Saint-Maurice; lutter contre les inondations sur cette même rivière; faciliter l'évacuation des billes de bois provenant de l'amont. Vers le début de la décennie 1960, il est passé sous le contrôle d'Hydro-Québec qui venait d'être créée. Le barrage du réservoir Taureau est un barrage poids de 720 m de long et de 26 m de hauteur. Il est muni d'un évacuateur de crues, long de 42 m et haut de 25 m, et d'un pertuis de fond, long de 25 m et haut de 24 m ainsi que de quatre déversoirs d'une capacité totale de 1 409 m³/s et de quatre vannes de fond d'une capacité totale de 400 m³/s. Sa réserve totale est estimée à 348 000 000 m³ d'eau. Son bassin versant est de 4 325 km², ce qui représente 75% de la superficie totale du bassin versant de la rivière Matawin. Le niveau du réservoir est maintenu entre une cote maximale d'exploitation qui se situe à 359,05 m et une cote minimale d'exploitation à



FIGURE 1.4 : Vue de l'amont du barrage en construction (vers 1930)

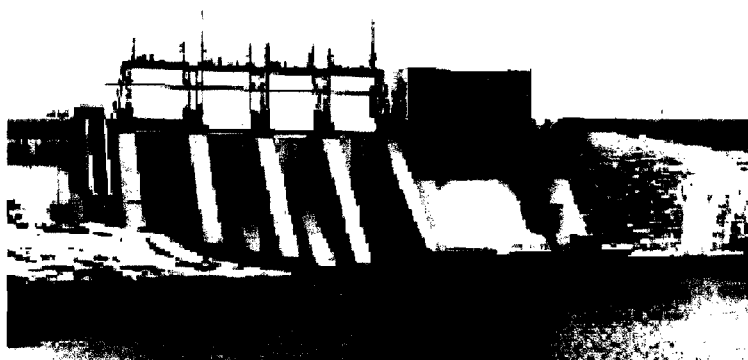


FIGURE 1.5 : Vue de l'aval du barrage en construction (vers 1930)

343,81 m. Le marnage annuel maximal du réservoir est donc de 15,24 m. À son niveau le plus bas, le réservoir occupe une superficie d'environ 8 km². Le réservoir Taureau est un réservoir de type annuel, c'est-à-dire que son remplissage complet se fait chaque année et résulte exclusivement de l'apport en eau provenant de son bassin versant. La gestion actuelle se caractérise par une légère baisse en dessous du niveau d'exploitation maximal du réservoir en automne. Cette pratique permet de prévenir les crues d'automne (récurrence 30 ans) et éviter ainsi les inondations en amont et au niveau même du réservoir. Elle permet par conséquent de limiter le déversement de forts débits en aval lors de la crue d'automne. C'est à partir de la mi-novembre que s'amorce la vidange du réservoir qui se poursuit

durant toute la saison hivernale. De gros débits sont maintenus en sortie du barrage afin de créer un chenal sur la rivière Matawin libre de tout couvert de glace durant cette période et d'éviter la formation d'embâcles en aval. Durant cette période le niveau d'eau du réservoir diminue en moyenne de 0,10 m à 0,12 m par jour. Ce taux peut atteindre jusqu'à 0,40 m par jour à la fin de l'hiver. À son niveau le plus bas, la cote minimale moyenne du réservoir est d'environ 349 m. Mais elle peut descendre exceptionnellement à environ 340 m certaines années. Un remplissage rapide (quatre à six semaines) du réservoir s'effectue avec la fonte des neiges et l'occurrence de la crue printanière. Cette hausse de 10 à 15 m se réalise avec un taux journalier d'augmentation du niveau de l'eau de plus de 50 cm. Après le remplissage complet du réservoir, celui-ci est maintenu entre les cotes 357 et 359 m. Depuis sa mise en eau en 1931, la gestion hydraulique du réservoir n'a pratiquement pas changé. Seul l'arrêt du flottage et la signature de deux ententes avec la municipalité de Saint-Michel-des-Saints sont venus modifier modérément la gestion du réservoir. Toutefois, les conditions nécessaires afin de permettre le flottage des billes de bois ne sont plus en vigueur depuis 1989. Auparavant celui-ci exigeait le maintien du niveau du réservoir à une cote supérieure à 356,67 m du 1^{er} juin au 31 octobre. Cette pratique nécessitait également un débit minimal de 70 m³/s.

Ce mode de gestion a entraîné une inversion totale du régime hydrologique de la rivière Matawin en aval du réservoir (Assani *et al.*, 2002). En effet, les débits maximums surviennent alors en hiver et les débits minimums au printemps (fig. 1.6). Il s'ensuit un changement de la période d'occurrence des inondations en aval du réservoir. Celles-ci y surviennent en hiver alors qu'en amont du réservoir, elles se produisent au printemps au moment de la fonte des neiges.

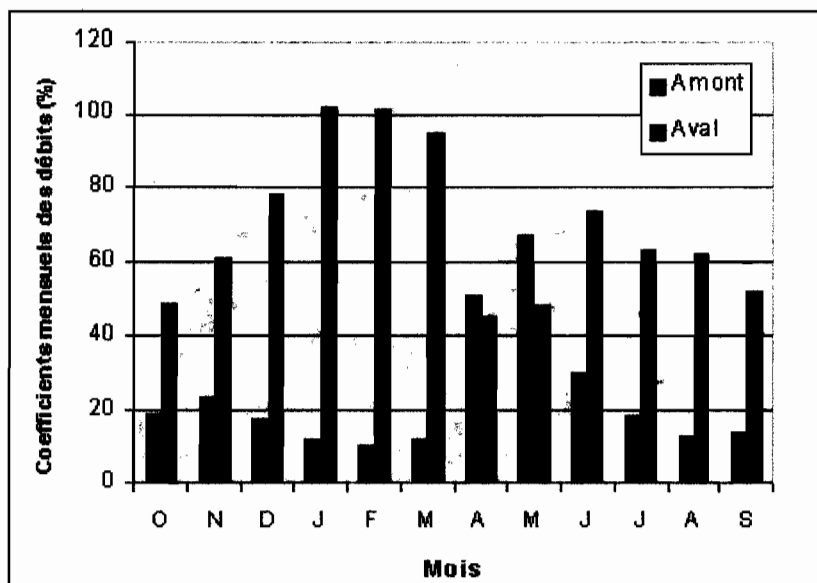


FIGURE 1.6 : Coefficients mensuels des débits en amont et en aval du barrage de Matawin (1930-1990)

1.5.3 Localisation et choix des sites d'échantillonnage

Les sites d'échantillonnage sont localisés dans la Z.E.C. (zone d'exploitation contrôlée) Chapeau de Paille en aval du barrage et dans la Réserve faunique Rouge-Matawin ainsi que dans le village de Saint-Michel-des-Saints en amont du barrage. Dix (10) stations ont été choisies en aval et neuf (9) stations en amont (fig. 1.7), toutes sur la rive gauche. Le choix des stations a été effectué en fonction de leur accessibilité, de la présence de macrophytes, de la granulométrie des sédiments et de la morphologie du chenal (tableau 1.1). Les échantillons ont été prélevés entre juin et août 2004 et 2005 (annexe B).

TABLEAU 1.1
Nombre de stations échantillonnées selon les différents types
de granulométrie et de morphologie

| Granulométrie / Morphologie | N° des stations en amont | N° des stations en aval | Total des stations | |
|--|--------------------------|-------------------------|--------------------|------|
| | | | Amont | Aval |
| Sableuse / Chenaux multiples | — | 5-7-9 | — | 3 |
| Sableuse / Chenal simple | 2-5-8-9 | 2-4-6 | 4 | 3 |
| Caillouteuse (petits éléments) / Chenal simple | 3-4* | 1*-10* | 2 | 2 |
| Caillouteuse (gros blocs) / Chenal simple | 1-6-7 | 3*-8 | 3 | 2 |

* : Présence de dépôts sableux.

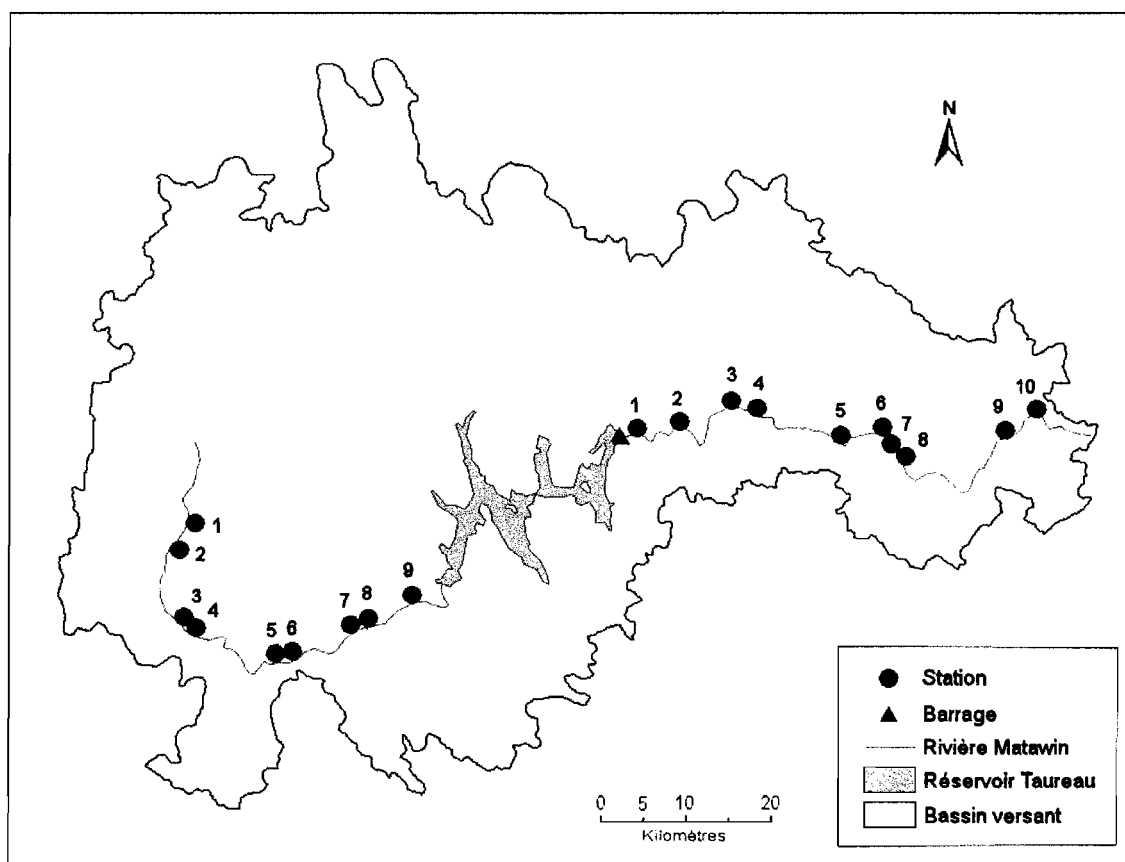


FIGURE 1.7 : Localisation des stations d'échantillonnage

Sur la base de la granulométrie et de la morphologie, nous avons choisi quatre types de tronçons (fig. 1.8 à 1.11) selon les caractéristiques suivantes :

- Une granulométrie sableuse avec des chenaux multiples (absence de ces sites en amont, 3 sites échantillonnés en aval);
- Une granulométrie sableuse avec un chenal simple et rectiligne (4 sites échantillonnés en amont, 3 en aval);
- Une granulométrie caillouteuse (petits éléments) avec un chenal simple et rectiligne (2 sites échantillonnés en amont, 2 en aval);
- Enfin, une granulométrie caillouteuse (gros blocs) avec un chenal simple et rectiligne (3 sites échantillonnés en amont, 2 en aval).



FIGURE 1.8 : Granulométrie sableuse – chenaux multiples



FIGURE 1.9 : Granulométrie sableuse – chenal simple



FIGURE 1.10 : Granulométrie caillouteuse (petits éléments) – chenal simple



FIGURE 1.11 : Granulométrie caillouteuse (gros blocs) – chenal simple

1.5.4 Analyse physico-chimique de l'eau et des sédiments

Les caractéristiques physico-chimiques de l'eau ont été mesurées à 5 stations en aval et à 4 stations en amont de juin à août 2004, à l'aide d'un hydrolab (type Quanta). Il s'agit du pH, de la température, de la conductivité et de l'oxygène dissous. Les vitesses de courant ont été mesurées pour l'ensemble des stations en 2004 à l'aide d'un courantomètre (fabriqué par USGS, É-U). Les prélèvements d'eau (2 bouteilles en plastique de 1 litre) ont été soumis aux analyses chimiques en 2004 et 2005. Le premier litre a servi à déterminer les matières en suspension (MES) et la turbidité, tandis que le second a permis de mesurer les concentrations en carbone inorganique dissous (CID - méthode d'oxydation au persulfate de sodium), en carbone organique dissous (COD - réaction à l'acide phosphorique), en azote et en phosphore (N et P - méthode de digestion au persulfate de potassium), ainsi que l'alcalinité (déterminée par réaction à l'acide chlorhydrique).

Les caractéristiques physico-chimiques des sédiments ont été déterminées en 2004, pour chacune des stations sableuses et caillouteuses avec dépôts sableux. À chaque station sableuse, 300 gr de sédiments ont été prélevés (à 15 cm de profondeur), puis ont été séchés en laboratoire dans une étuve. Une partie des sédiments a été broyée en vue de faire l'analyse chimique des éléments suivants : l'azote total (extraction par acide sulfurique), le phosphore total (extraction par acide chloridrique et fluorure d'ammoniac) et le carbone organique total (extraction par chromate de potassium et par sulfate ferreux). À chaque station caillouteuse, trois (3) quadrats de 1 m² ont été déterminés. L'axe intermédiaire de chaque caillou recouvrant cette surface a été mesuré.

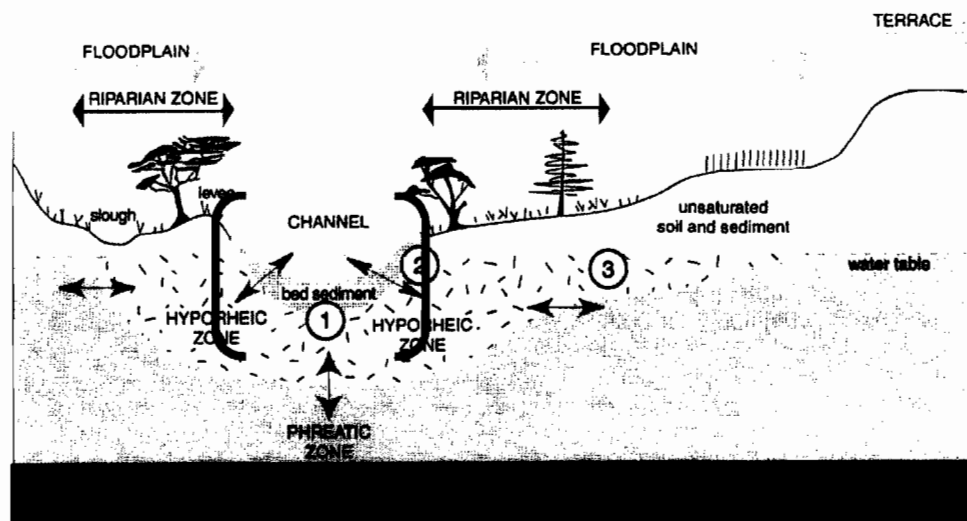


FIGURE 1.12 : Échantillonnage sur le terrain

1.5.5 Analyse de la végétation

La zone d'échantillonnage était située dans le lit mineur de la rivière (fig. 1.13), c'est-à-dire l'espace « délimité par les berges et occupé par les basses eaux » (Genest, 2000), là où croît la végétation de milieux humides. Chaque station d'échantillonnage est en fait une parcelle de 50 m de long, parallèlement à la berge, dans laquelle on a échantillonné 3 quadrats de 10 m par 10 m (fig.1.14). Afin de déterminer la richesse spécifique des macrophytes, des spécimens de chacune des espèces présentes à l'intérieur des quadrats ont été cueillis, puis pressés et séchés en laboratoire. L'inventaire des espèces a aussi été réalisé en tenant compte de la topo-séquence, soit la succession des végétaux selon leur position sur la berge (sol exondé, sol régulièrement immergé et/ou eau peu profonde, eau profonde). L'identification à l'espèce des spécimens a été principalement effectuée à l'aide de la clé d'identification de la *Flore Laurentienne* (Marie-Victorin, 1995). En 2005, une bonne part de l'identification a été effectuée directement sur le terrain. Pour les deux années, la cueillette des spécimens a été effectuée durant la période correspondant à la floraison de la majorité

des espèces présentes, soit de la mi-juillet à la fin août. Les spécimens sont conservés dans la collection personnelle de Mme Milette et seront également disponibles au laboratoire de M. Assani au cours de l'année 2008.



River Res. Applic. 21: 719–737 (2005)

FIGURE 1.13 : Zone d'échantillonnage



FIGURE 1.14 : Méthode d'échantillonnage de la végétation

L'abondance des macrophytes a été déterminée par une estimation du pourcentage de recouvrement végétal de la surface totale de chaque quadrat. Enfin, en ce qui concerne la composition des macrophytes, le dépouillement des données relatives aux espèces de macrophytes présentes dans chacune des stations nous a permis de dresser un portrait de la composition des communautés végétales sous forme d'une matrice binaire de présence/absence d'espèces afin de répondre au besoin de l'analyse statistique utilisée. Ces mêmes données nous ont également permis de classifier les espèces présentes à chaque station selon la « Liste des plantes obligées (OBL) et facultatives (FACH) pour les milieux humides du Québec méridional » (Gauthier, 1997). Nous avons ainsi déterminé les groupes écologiques, soit le pourcentage d'espèces obligées aux milieux humides, d'espèces facultatives et d'espèces terrestres (TERR) pour chaque station. Cette méthode a été appliquée à tous les types de granulométrie (fig. 1.15).

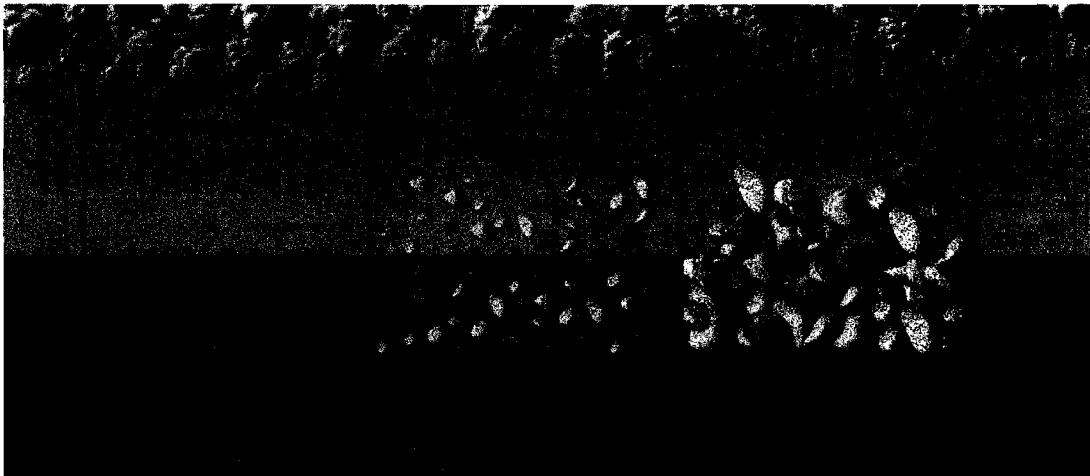


FIGURE 1.15 : Méthode d'échantillonnage et granulométrie

1.5.6 Analyses statistiques

Les données récoltées durant les campagnes de terrain 2004-05 ont été colligées dans des tableaux (annexes B-C-D) et peuvent se résumer comme suit :

TABLEAU 1.2
Types de variables résultant de la compilation des données

| Variables environnementales | Variables biologiques |
|--|--|
| <ul style="list-style-type: none"> - Granulométrie et morphologie (qualitatives) - Vitesse de courant et pente (quantitatives) - Physico-chimie de l'eau et des sédiments (quantitatives) | <ul style="list-style-type: none"> - Richesse spécifique et abondance (quantitatives) - Composition des communautés de macrophytes (binaires) - Groupes écologiques (quantitatives) |

Afin d'analyser ces variables, nous avons utilisé quatre types d'analyses statistiques :

- L'analyse discriminante (Tabachnick et Fidell, 2001) pour déterminer quelle(s) variable(s) biologiques et environnementales sont significativement différentes entre l'amont et l'aval du réservoir (hypothèse 1). Rappelons que l'analyse discriminante permet de déterminer quels prédicateurs séparent des groupes afin de prédire l'appartenance à un groupe. Bien que notre but ne soit pas la prédiction, cette méthode nous permettra de savoir s'il y a des changements longitudinaux au sein des variables. Ces analyses ont été effectuées à partir d'une variable indépendante discrète (secteurs amont/aval) et de 9 variables dépendantes (richesse spécifique, abondance, espèces obligées, espèces facultatives, espèces terrestres, granulométrie, morphologie, vitesse de courant et pente). Il est à noter que les vitesses de courant, ayant été mesurées en 2004, n'ont été utilisées que pour l'analyse des variables de 2004, et que la pente, ayant été mesurée en 2005, n'a servi

que pour l'analyse des variables de 2005. La façon de procéder pour l'analyse discriminante était le *Backward stepwise*, c'est-à-dire que toutes les variables sont d'abord incluses dans le modèle, puis le système retire une à une les variables ne rencontrant pas les critères de sélection, en commençant par celle qui a la valeur la plus faible.

- L'analyse de variance afin de comparer l'abondance et la richesse spécifique des macrophytes en fonction de la granulométrie des sédiments et de la morphologie du chenal (hypothèse 2). On a appliqué l'analyse de variance à deux critères de classification (modèle croisé) en ce qui concerne la granulométrie et l'analyse de variance à un seul critère de classification quant à la morphologie.

- Le cadrage multidimensionnel non-métrique (Legendre et Legendre, 1998) pour comparer la composition des communautés de macrophytes entre l'amont et l'aval, d'une part, et en fonction de la granulométrie, d'autre part (hypothèse 3). Cette méthode robuste produit l'ordination d'objets à partir d'une matrice de distance qui peut être non-métrique. Cette analyse est basée sur une matrice de présence/absence d'espèces (variables binaires), à partir de laquelle sont produits les coefficients de similitude calculés à l'aide de l'indice de Jaccard. Puis, le cadrage des objets est effectué à partir de ces coefficients et est réalisé itérativement par minimisation d'une fonction de stress. Sur le résultat graphique de cette analyse, les chiffres en abscisse (dimension 1) et en ordonnée (dimension 2) sont les valeurs relatives attribuées aux stations afin de permettre la représentation cartésienne de leur degré de similitude. Deux stations ayant une composition floristique semblable seront donc deux points rapprochés sur le graphique. Cette analyse nous permettra ainsi de voir s'il y a des patrons de variation dans la composition des communautés de macrophytes.

- Le test *t* de Student pour vérifier les différences des caractéristiques physico-chimiques de l'eau et des sédiments entre l'amont et l'aval (*two samples t test*). Il a aussi été utilisé (*paired samples t test*) pour comparer la richesse spécifique, la composition et l'abondance des macrophytes en 2004 et 2005 (hypothèse 4).

1.5.7 Fluctuation inter-annuelle du niveau d'eau

Lors de nos échantillonnages de terrain, il nous a effectivement été possible de constater les changements inter-annuels du niveau d'eau (fig. 1.16 et 1.17), qui ont par la suite été corroborés par l'examen des données des débits mensuels moyen en amont du réservoir Taureau (fig. 1.18).



FIGURE 1.16 : Confluence 2004

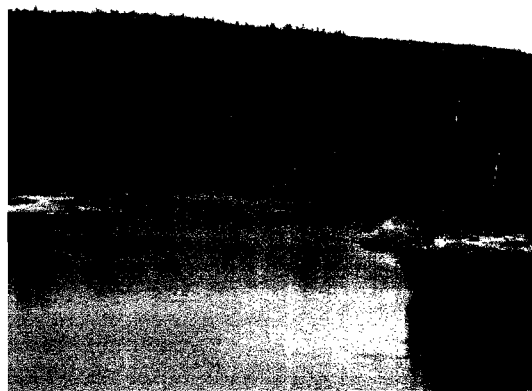


FIGURE 1.17 : Confluence 2005

En effet, les débits de 2005 ont été largement inférieurs aux débits de 2004 durant les mois de juillet à septembre, pouvant ainsi affecter les espèces obligées aux milieux humides (submergentes, émergentes ou flottantes), qui se retrouvaient alors exondées (fig. 1.19 à 1.23).

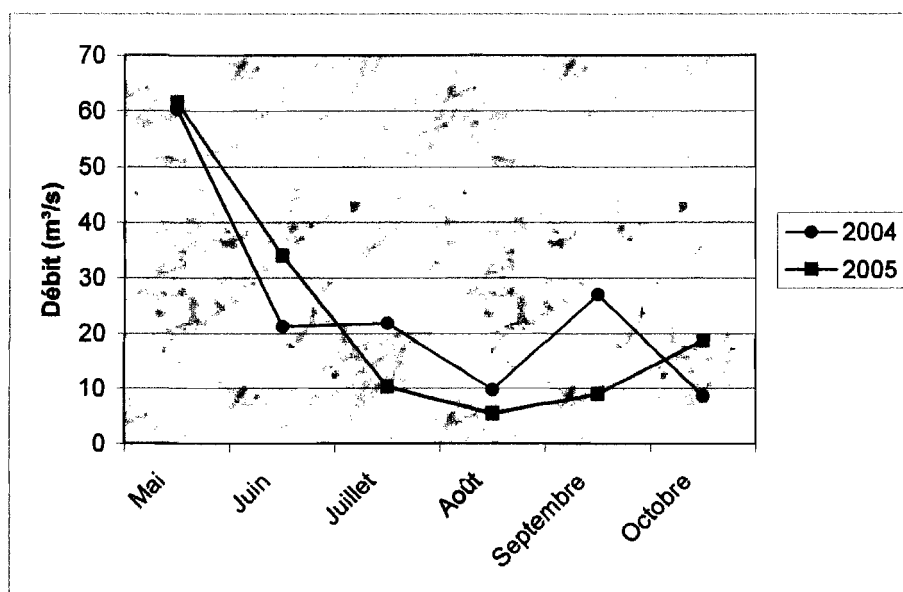


FIGURE 1.18 : Débits mensuels moyens en amont du réservoir Taureau de mai à octobre 2004 et 2005



FIGURE 1.19 : *Elodea canadensis*



FIGURE 1.20 : *Utricularia vulgaris*



FIGURE 1.21 : *Alisma gramineum*



FIGURE 1.22 : *Erlocaulon septangulare*



FIGURE 1.23 : *Potamogeton ephedrus*

1.6 RÉSULTATS

1.6.1 Différences entre l'amont et l'aval

Afin de vérifier si l'inversion du régime hydrologique entraîne une hausse de la richesse spécifique et de l'abondance des macrophytes en aval du barrage, nous avons comparé les variables biologiques et environnementales entre l'amont et l'aval à l'aide de l'analyse discriminante. Nous avons également comparé les caractéristiques physico-chimiques de l'eau et des sédiments entre l'amont et l'aval avec le test *t* de Student.

L'analyse discriminante des variables 2004-2005 (tableau 1.3) a révélé que seule la vitesse de courant est significativement différente entre l'amont et l'aval du barrage ($p < 0,05$). Le modèle de l'analyse des variables de 2005 conservait la richesse spécifique, mais nous l'avons exclue en raison d'une valeur de p supérieure à 0,05. Il est à préciser que la variable espèces terrestres a été exclue de l'analyse, car aucune variable n'entrait dans le modèle 2004 si cette variable était présente, et elle ne changeait rien aux résultats de 2005.

TABLEAU 1.3
Variables entrant dans le modèle de l'analyse discriminante

| Variable conservée | Valeur de F | Valeur de p | Jackknifed classification (% correct) |
|-------------------------------|--------------------|--------------------|--|
| Vitesse de courant (2004) | 4.8067 | 0.0426 | 74 |
| Richesse spécifique (2005) | 4.1796 | 0.0567 | 74 |

Ce résultat a été confirmé par le test *t* de Student, qui concluait également que seule la vitesse de courant était significativement différente ($p < 0,05$) entre l'amont et l'aval. Cette vitesse diminue en aval du réservoir en raison de la décharge qui modifie les conditions d'écoulement. Cependant, malgré ce changement de vitesse, notre hypothèse est infirmée, c'est-à-dire qu'il n'y a pas d'augmentation significative de la richesse spécifique ni de l'abondance des macrophytes en aval du barrage.

1.6.2 Physico-chimie de l'eau et des sédiments

Afin de compléter l'examen des différences longitudinales, nous avons comparé les caractéristiques physico-chimiques de l'eau et des sédiments entre l'amont et l'aval à l'aide du test *t* de Student. Comme nous pouvons le constater au tableau 1.4, seuls les taux de carbone organique et inorganique dissous mesurés en 2004 et de carbone organique dissous mesurés en 2005 ont été significativement différents ($p < 0,05$) entre l'amont et l'aval. Les concentrations de ces éléments chimiques diminuent en aval du réservoir. Quant aux caractéristiques chimiques des sédiments (tableau 1.5), les analyses n'ont révélé aucune différence significative entre l'amont et l'aval.

TABLEAU 1.4
Résultat de la comparaison des caractéristiques physico-chimiques
de l'eau entre l'amont et l'aval (valeur de p)*

| | TEMP | ScP | DO | DO | pH | MES 04 | TURBID 04 | MES 05 | TURBID 05 |
|------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-----------|--------------|-----------|--------------|
| <i>Separate variance</i> | 0.526 | 0.881 | 0.321 | 0.185 | 0.080 | 0.053 | 0.911 | 0.398 | 0.444 |
| <i>Pooled variance</i> | 0.560 | 0.869 | 0.312 | 0.199 | 0.068 | 0.051 | 0.915 | 0.322 | 0.444 |

| | PT 04 | NT 04 | CID 04 | COD 04 | ALCA 04 | PT 05 | NT 05 | CID 05 | COD 05 | ALCA 05 |
|------------------------------|----------|----------|--------------|--------------|------------|----------|----------|-----------|--------------|------------|
| <i>Separate variance</i> | 0.618 | 0.157 | 0.042 | 0.007 | 0.373 | 0.242 | 0.616 | 0.121 | 0.005 | 0.116 |
| <i>Pooled variance</i> | 0.607 | 0.120 | 0.020 | 0.001 | 0.351 | 0.237 | 0.653 | 0.124 | 0.007 | 0.126 |

* Selon le test *t* de Student.

TABLEAU 1.5
Résultat de la comparaison des caractéristiques chimiques
des sédiments entre l'amont et l'aval (valeur de p)*

| | CO | N | PBray2 |
|------------------------------|-------|-------|--------|
| <i>Separate variance</i> | 0.458 | 0.435 | 0.471 |
| <i>Pooled variance</i> | 0.281 | 0.256 | 0.403 |

* Selon le test *t* de Student.

1.6.3 Comparaison de la richesse spécifique et de l'abondance en fonction de la granulométrie et de la morphologie

La comparaison de la richesse spécifique et de l'abondance des macrophytes en fonction de la granulométrie et de la morphologie du chenal a été effectuée à l'aide de l'analyse de variance. Comme nous pouvons le constater aux tableaux 1.6 et 1.7, la richesse spécifique 2004 et l'abondance 2004-05 sont significativement différentes selon la granulométrie, c'est-à-dire plus élevées sur les sites sableux (fig. 1.24) en raison vraisemblablement d'une proportion importante des sédiments fins (Assani *et al.*, 2006; Laglande et Décamps, 1995). Bien que notre hypothèse ne puisse être confirmée en

raison d'une absence de hausse significative de la richesse spécifique et de l'abondance des macrophytes en aval, nous pouvons néanmoins affirmer que la richesse spécifique et l'abondance sont de façon générale significativement liées à la granulométrie, mais non à la morphologie.

TABEAU 1.6
Résultat de la comparaison de la richesse spécifique et de l'abondance
en fonction de la granulométrie (valeur de p)*

| | Richesse spécifique 04 | Richesse spécifique 05 | Abondance 04 | Abondance 05 |
|-----------------------|-------------------------------|-------------------------------|---------------------|---------------------|
| Secteur | 0.670 | 0.067 | 0.280 | 0.518 |
| Granulométrie | 0.000 | 0.727 | 0.004 | 0.003 |
| Secteur*Granulométrie | 0.037 | 0.360 | 0.907 | 0.762 |

* Selon l'analyse de variance à deux critères de classification (modèle croisé).

TABEAU 1.7
Résultat de la comparaison de la richesse spécifique et de l'abondance
en fonction de la morphologie (valeur de p)*

| | Richesse spécifique 04 | Richesse spécifique 05 | Abondance 04 | Abondance 05 |
|-------------|-------------------------------|-------------------------------|---------------------|---------------------|
| Morphologie | 0.101 | 0.606 | 0.258 | 0,158 |

* Selon l'analyse de variance à un critère de classification.

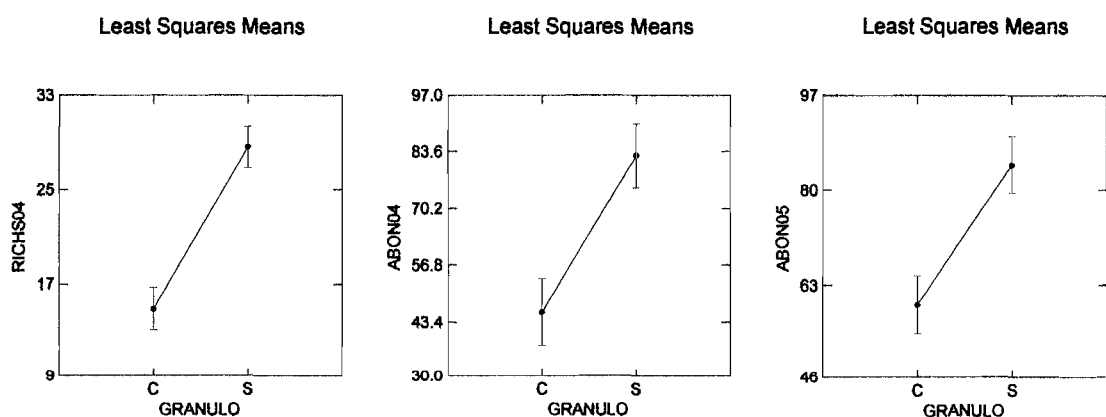


FIGURE 1.24 : Résultat de la comparaison de la richesse spécifique et de l'abondance en fonction de la granulométrie (analyse de variance)

1.6.4 Comparaison des groupes écologiques en fonction de la granulométrie et de la morphologie

Le résultat de l'analyse de variance révèle une différence significative dans la proportion des groupes écologiques en fonction de la granulométrie seulement en 2005 (tableau 1.8). En effet, le pourcentage d'espèces obligées aux milieux humides est plus élevé sur les sites sableux que sur les sites caillouteux, contrairement aux espèces terrestres (fig. 1.25). Cette analyse n'a démontré aucun lien entre les groupes écologiques et la morphologie (tableau 1.9).

TABLEAU 1.8
Résultat de la comparaison des groupes écologiques
en fonction de la granulométrie (valeur de p)*

| | Espèces obligées 04 | Espèces obligées 05 | Espèces facultatives 04 | Espèces facultatives 05 | Espèces terrestre 04 | Espèces terrestre 05 |
|-----------------------|------------------------|------------------------|----------------------------|----------------------------|-------------------------|-------------------------|
| Secteur | 0.151 | 0.811 | 0.080 | 0.991 | 0.921 | 0.549 |
| Granulométrie | 0.250 | 0.036 | 0.267 | 0.729 | 0.132 | 0.022 |
| Secteur*Granulométrie | 0.683 | 0.770 | 0.411 | 0.722 | 0.090 | 0.895 |

* Selon l'analyse de variance à deux critères de classification (modèle croisé).

TABLEAU 1.9
Résultat de la comparaison des groupes écologiques
en fonction de la morphologie (valeur de p)*

| | Espèces obligées 04 | Espèces obligées 05 | Espèces facultatives 04 | Espèces facultatives 05 | Espèces terrestre 04 | Espèces terrestre 05 |
|-------------|------------------------|------------------------|----------------------------|----------------------------|-------------------------|-------------------------|
| Morphologie | 0.415 | 0.525 | 0.614 | 0.860 | 0.732 | 0.317 |

* Selon l'analyse de variance à un critère de classification.

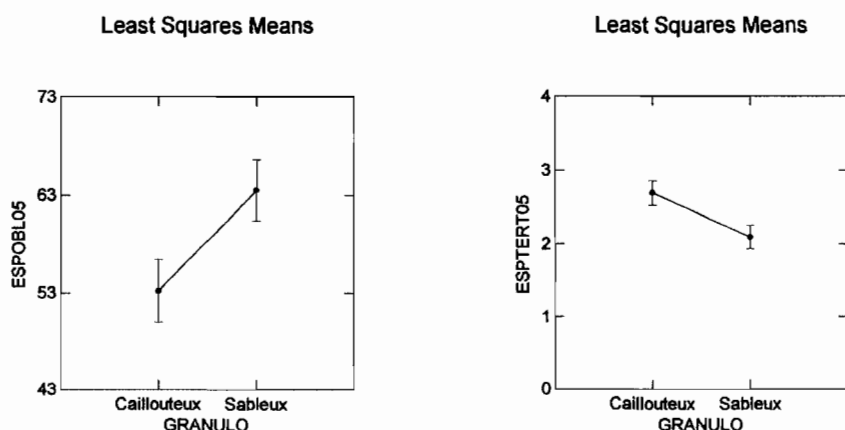


FIGURE 1.25 : Résultat de la comparaison des groupes écologiques en fonction de la granulométrie (analyse de variance)

1.6.5 Composition des communautés de macrophytes

Afin de vérifier si l'inversion du régime hydrologique entraînait une modification de la composition des macrophytes, nous avons appliqué la méthode du cadrage multidimensionnel non métrique (MDS) aux données d'espèces. Cette analyse nous a permis de visualiser la distribution relative des stations par rapport à la similitude dans la composition de leurs communautés de macrophytes. Comme nous pouvons l'observer sur les figures 1.26 à 1.31, il semble y avoir des patrons de variation dans la composition des communautés de macrophytes, visibles par le regroupement des stations selon leur secteur d'appartenance (amont, aval) et leur type de granulométrie. Toutefois, la morphologie du chenal ne semble pas influencer la composition des macrophytes, puisque aucun patron n'est visible dans la disposition des stations par rapport à leur type de morphologie. D'ailleurs, seulement deux espèces isolées ont été retrouvées uniquement sur un site à chenaux multiples en 2005 (*Ilex verticillata* et *Pontederia cordata*).

Tout d'abord, les différences dans la composition floristique entre l'amont et l'aval s'explique par la présence de vingt espèces spécifiques à l'amont et vingt-deux espèces retrouvées seulement en aval (annexe E). Ensuite, les différences dans la composition floristique des stations en fonction de la taille des sédiments s'expliquent du fait que de nombreuses espèces se trouvaient préférentiellement sur des sites sableux ou caillouteux (annexe F). Enfin, il est également possible de remarquer une différence inter-annuelle dans la composition floristique des stations (annexes C et E). En effet, en 2004, année relativement humide, le regroupement des stations est plus net en fonction de la granulométrie des stations, tandis qu'en 2005, année caractérisée par une diminution des débits, le groupement des stations selon leur secteur d'appartenance est davantage clair.

Cette différence inter-annuelle peut être expliquée par un envahissement des espèces terrestres dans le lit mineur pendant les périodes sèches, au détriment des espèces obligées des milieux humides. En effet, des 45 nouvelles espèces inventoriées en 2005, 62% font partie du groupe écologique des espèces terrestres. Au contraire, lorsque les débits restent relativement élevés dans le chenal durant plusieurs mois comme en 2004, la proportion des espèces terrestres, à l'origine de cette différence, diminue de manière significative. La différence dans la composition floristique des stations est alors davantage influencée par la granulométrie. Notre hypothèse est donc confirmée, c'est-à-dire que la composition des communautés de macrophytes subit et reflète l'influence du régime hydrologique, qui diffère entre l'amont et l'aval. Cette différence est davantage observée pendant les années sèches. De plus, en 2005 (fig. 1.29), on peut remarquer que les trois stations les plus éloignées de leur groupe respectif sur la droite sont les trois premières en aval du barrage (AV1, AV2, AV3), s'étalant dans la zone normalement la plus affectée (env. 20 km).

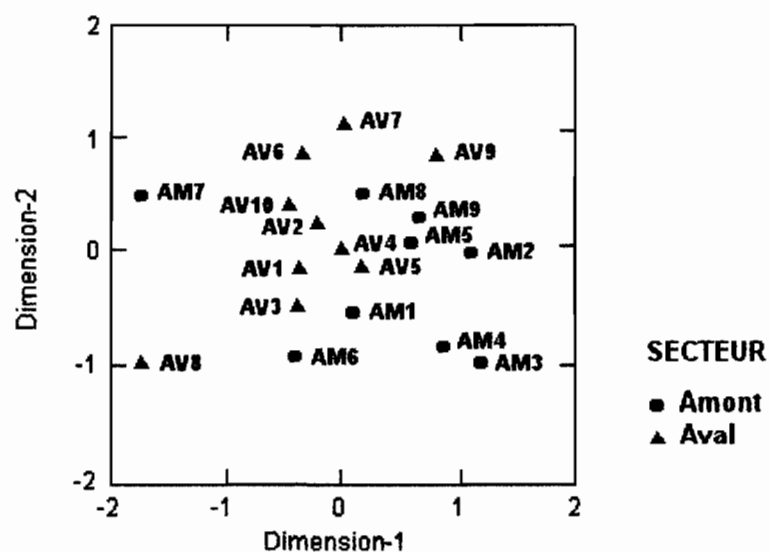


FIGURE 1.26 : Distribution relative des stations selon la similitude dans la composition des espèces (2004) en relation avec les secteurs

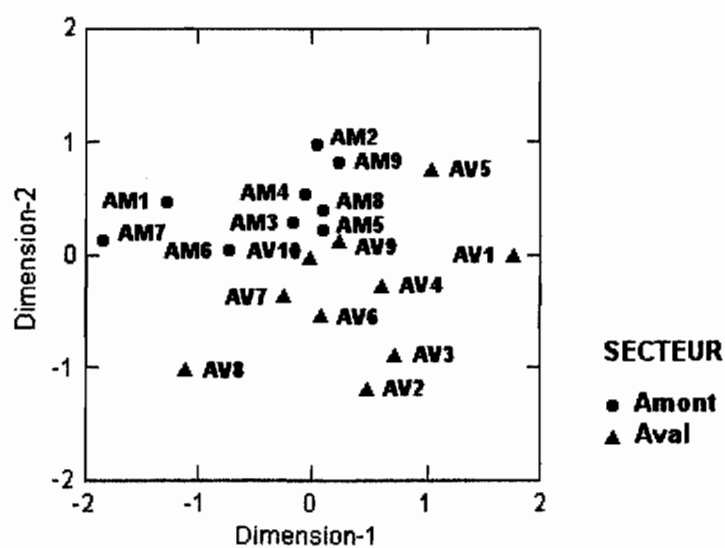


FIGURE 1.27 : Distribution relative des stations selon la similitude dans la composition des espèces (2005) en relation avec les secteurs

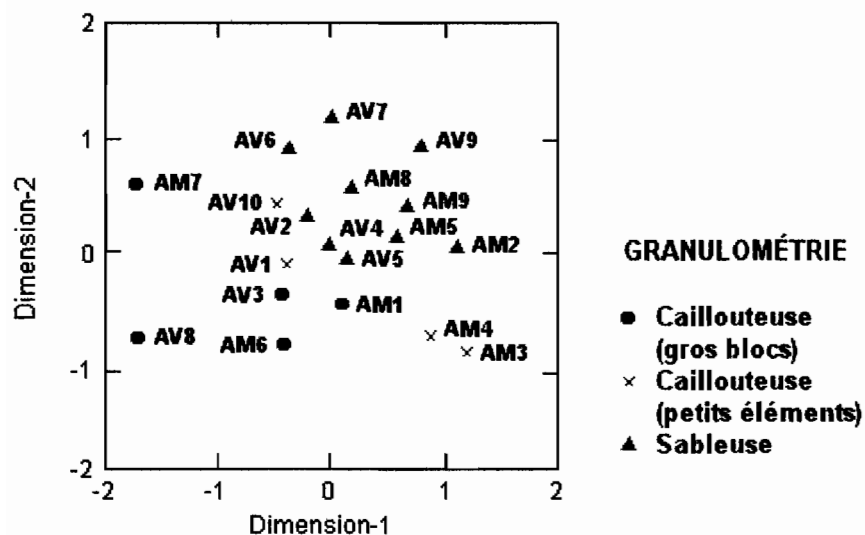


FIGURE 1.28 : Distribution relative des stations selon la similitude dans la composition des espèces (2004) en relation avec la granulométrie

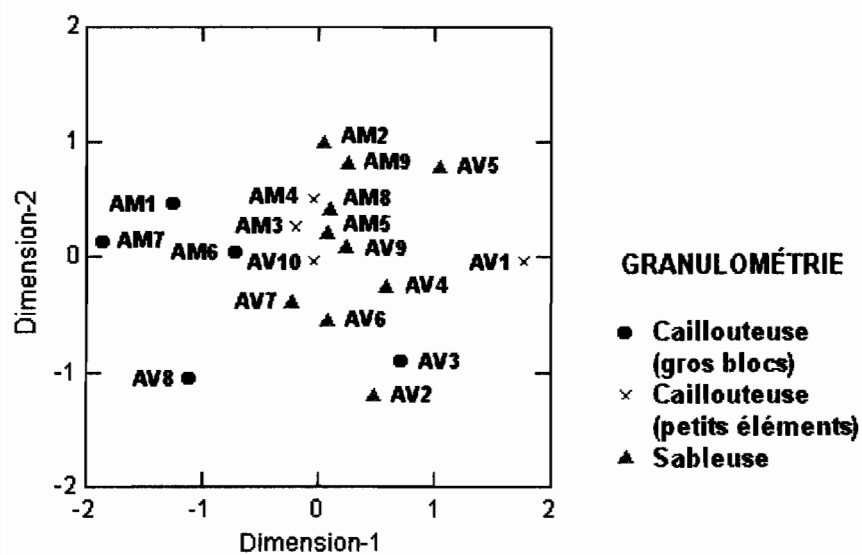


FIGURE 1.29 : Distribution relative des stations selon la similitude dans la composition des espèces (2005) en relation avec la granulométrie

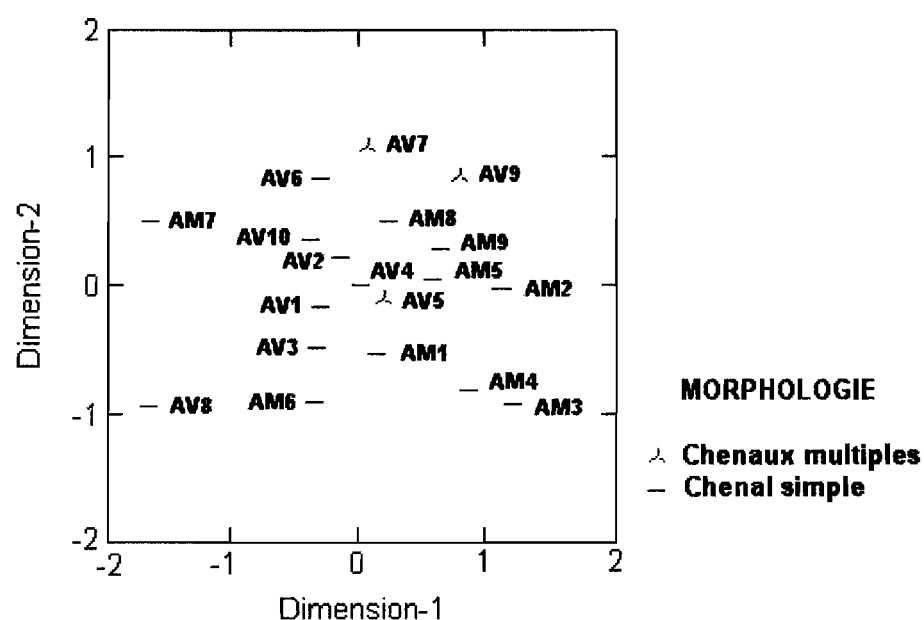


FIGURE 1.30 : Distribution relative des stations selon la similitude dans la composition des espèces (2004) en relation avec la morphologie

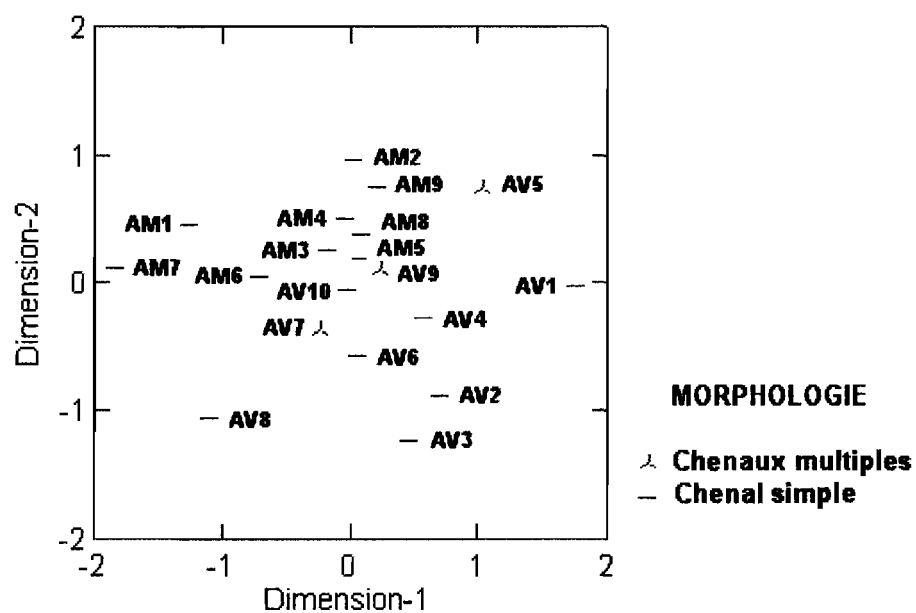


FIGURE 1.31 : Distribution relative des stations selon la similitude dans la composition des espèces (2005) en relation avec la morphologie

1.6.6 Influence de la variabilité inter-annuelle des débits

La comparaison des caractéristiques physico-chimiques de l'eau en 2004 et en 2005 a mis en évidence une diminution significative des concentrations en phosphore total, COD et MES ainsi qu'une augmentation significative des concentrations en CID aussi bien en amont qu'en aval du barrage (tableau 1.10). Cependant, si les deux secteurs sont pris séparément (tableaux 1.11 et 1.12), les MES de l'amont et le CID de l'aval ne connaissent pas de changement significatif en 2005.

TABLEAU 1.10
Variations inter-annuelles des caractéristiques physico-chimiques de l'eau

| | PT 2004-05 | NT 2004-05 | CID 2004-05 | COD 2004-05 | Alcalinité 2004-05 | MES 2004-05 | TURBID 2004-05 |
|--------------|-----------------------|-----------------------|------------------------|------------------------|-------------------------------|------------------------|---------------------------|
| Moyenne 2004 | 14.301 | 0.318 | 1.413 | 6.997 | 67.493 | 2.629 | 1.143 |
| Moyenne 2005 | 6.429 | 0.254 | 1.700 | 6.121 | 65.643 | 0.993 | 1.271 |
| Valeur de p* | 0.000 | 0.112 | 0.004 | 0.001 | 0.726 | 0.024 | 0.610 |

* Selon le test *t* de Student.

TABLEAU 1.11
Variations inter-annuelles des caractéristiques physico-chimiques de l'eau en amont

| | PT 2004-05 | NT 2004-05 | CID 2004-05 | COD 2004-05 | Alcalinité 2004-05 | MES 2004-05 | TURBID 2004-05 |
|--------------|-----------------------|-----------------------|------------------------|------------------------|-------------------------------|------------------------|---------------------------|
| Moyenne 2004 | 14.398 | 0.294 | 1.503 | 7.445 | 72.120 | 1.823 | 1.267 |
| Moyenne 2005 | 7.375 | 0.286 | 1.762 | 6.488 | 71.625 | 1.209 | 1.400 |
| Valeur de p* | 0.005 | 0.787 | 0.043 | 0.033 | 0.954 | 0.223 | 0.578 |

* Selon le test *t* de Student.

TABLEAU 1.12
Variations inter-annuelles des caractéristiques physico-chimiques de l'eau en aval

| | PT 2004-05 | NT 2004-05 | CID 2004-05 | COD 2004-05 | Alcalinité 2004-05 | MES 2004-05 | TURBID 2004-05 |
|--------------|-----------------------|-----------------------|------------------------|------------------------|-------------------------------|------------------------|---------------------------|
| Moyenne 2004 | 14.173 | 0.349 | 1.293 | 6.399 | 61.323 | 3.233 | 1.050 |
| Moyenne 2005 | 5.167 | 0.213 | 1.617 | 5.633 | 57.667 | 0.831 | 1.175 |
| Valeur de p* | 0.022 | 0.083 | 0.117 | 0.027 | 0.662 | 0.044 | 0.787 |

* Selon le test *t* de Student.

En ce qui concerne la végétation (tableaux 1.13 à 1.15), l'année 2005 a été caractérisée par une hausse significative du nombre d'espèces et de l'abondance due à l'augmentation des espèces terrestres, et ce au détriment des espèces obligées dont le nombre a significativement diminué. Si les deux secteurs sont considérés séparément, le résultat est le même sauf que la diminution du pourcentage d'espèces obligées aux milieux humides ne demeure significative qu'en amont. Notre hypothèse est ainsi vérifiée. En effet, la variabilité inter-annuelle du niveau d'eau provoque un changement dans les caractéristiques des communautés de macrophytes ainsi que dans la physico-chimie de l'eau.

TABLEAU 1.13
Variations inter-annuelles des communautés de macrophytes

| | Richesse spécifique 2004-05 | Abondance 2004-05 | Espèces obligées 2004-05 | Espèces facultatives 2004-05 | Espèces terrestre 2004-05 |
|--------------|------------------------------------|--------------------------|---------------------------------|-------------------------------------|----------------------------------|
| Moyenne 2004 | 21.632 | 65.421 | 64.947 | 29.232 | 1.869 |
| Moyenne 2005 | 43.789 | 72.947 | 58.495 | 28.626 | 2.425 |
| Valeur de p* | 0.000 | 0.038 | 0.012 | 0.785 | 0.001 |

* Selon le test *t* de Student.

TABLEAU 1.14
Variations inter-annuelles des communautés de macrophytes en amont

| | Richesse spécifique 2004-05 | Abondance 2004-05 | Espèces obligées 2004-05 | Espèces facultatives 2004-05 | Espèces terrestre 2004-05 |
|--------------|------------------------------------|--------------------------|---------------------------------|-------------------------------------|----------------------------------|
| Moyenne 2004 | 21.222 | 56.000 | 69.289 | 25.211 | 1.255 |
| Moyenne 2005 | 47.000 | 68.333 | 58.256 | 28.667 | 2.358 |
| Valeur de p* | 0.000 | 0.072 | 0.023 | 0.338 | 0.015 |

* Selon le test *t* de Student.

TABLEAU 1.15
Variations inter-annuelles des communautés de macrophytes en aval

| | Richesse spécifique 2004-05 | Abondance 2004-05 | Espèces obligées 2004-05 | Espèces facultatives 2004-05 | Espèces terrestre 2004-05 |
|--------------|------------------------------------|--------------------------|---------------------------------|-------------------------------------|----------------------------------|
| Moyenne 2004 | 22.000 | 73.900 | 61.040 | 32.850 | 1.860 |
| Moyenne 2005 | 40.900 | 77.100 | 58.710 | 28.590 | 2.447 |
| Valeur de p* | 0.000 | 0.342 | 0.280 | 0.110 | 0.005 |

* Selon le test *t* de Student.

1.7 INTERPRÉTATION ET CONCLUSION

Le réservoir Taureau semble causer moins d'impacts néfastes sur l'environnement contrairement à de nombreux autres ouvrages du genre. Dans plusieurs cas, la physico-chimie de l'eau en aval est grandement modifiée (*in* Petts, 1984). En ce qui concerne le réservoir Taureau, on a observé une diminution significative en COD et CID en 2004 en aval du réservoir, comparativement à l'amont. En 2005, seule la concentration en COD a diminué significativement en aval du réservoir comparativement à l'amont. Deux facteurs peuvent expliquer ce faible changement de la composition physico-chimique de l'eau : le temps de résidence de l'eau dans le réservoir et l'absence de stratification thermique. Le réservoir Taureau étant un réservoir de type annuel, l'eau stockée au printemps est entièrement lâchée en hiver. Ainsi, le temps de résidence de l'eau accumulée est relativement court pour permettre aux processus bio-chimiques et l'activité biologique de modifier la composition physico-chimique de l'eau dans le réservoir. Ce raccourcissement du temps de résidence pourrait signifier aussi l'absence de stratification thermique dans le réservoir, évitant du même coup les décharges épilimniale ou hypolimniale eutrophique pouvant entraîner des augmentations ou des diminutions de la richesse spécifique et de l'abondance des macrophytes en aval. L'absence de modification des caractéristiques physico-chimiques de l'eau dans le réservoir et la faiblesse de la quantité des matières en suspension transportées par la rivière même en condition naturelle expliquerait qu'il n'y ait aucun changement significatif quant à la composition chimique des sédiments ainsi que dans la richesse spécifique et l'abondance des macrophytes en aval du réservoir Taureau.

Bien que cette absence de changement significatif de la richesse spécifique et de l'abondance en aval ne puisse être imputable aux caractéristiques granulométrique et morphologique du chenal, nous avons

néanmoins constaté que la richesse spécifique et l'abondance des macrophytes, de même que les groupes écologiques étaient significativement liés à la granulométrie. En effet, les tronçons sableux bénéficient d'un faible écoulement favorisant la sédimentation. La présence de sédiments fins favorise à son tour l'établissement et le développement de la végétation (Langlade et Décamps, 1995). Aussi, les espèces obligées aux milieux humides sont-elles favorisées par ce genre d'environnement fluvial, tandis que les espèces terrestres se développent aisément sur les tronçons caillouteux.

Le fait que les caractéristiques des communautés de macrophytes n'aient pas été significativement liées à la morphologie dépend probablement de la méthode d'échantillonnage, concentrée près des berges, là où l'on retrouve généralement la végétation et par souci d'obtenir une superficie d'échantillonnage équivalente à chaque station. Or, au sein des chenaux multiples, l'augmentation de la végétation était davantage intra-chenal que près des berges. C'est pourquoi l'abondance de végétation des chenaux multiples visible sur le terrain ne s'est pas traduite dans les présents résultats.

Il a également été loisible de constater que la composition des communautés de macrophytes variait tant en fonction du secteur (amont ou aval) qu'en fonction de la granulométrie. Pour ce qui est des différences entre l'amont et l'aval, les changements induits par les barrages peuvent être imputés à la stabilité du substrat et à la vitesse de courant (Petts, 1984). D'une part, le fait que les sédiments en provenance de l'amont soient emprisonnés dans le réservoir donne aux décharges de l'aval une capacité de transport et d'érosion accrue. Il peut en résulter entre autres l'enlèvement des particules fines du lit de la rivière, qui se stabilise en raison d'un substrat plus grossier, que la rivière en aval n'a plus la compétence de transporter.

D'autre part, les barrages modifient les conditions d'écoulement en aval, ce qui peut modifier les vitesses de courant. Les mesures effectuées en 2004, bien que ponctuelles, révélaient que la vitesse du courant était significativement plus faible en aval comparativement à l'amont ($p < 0,05$). Ces deux facteurs produisent donc des différences d'habitats appréciables entre l'amont et l'aval, pouvant favoriser l'établissement et le développement de certaines espèces plutôt que d'autres. D'ailleurs vingt espèces ont été retrouvées seulement en amont du réservoir et vingt-deux seulement en aval (annexe E).

Quant aux changements observables au sein des communautés de macrophytes qui sont fonction de la granulométrie (annexe F), ils sont principalement associés à la taille des sédiments, la stabilité du substrat, la profondeur de l'eau et la vitesse du courant. Ces derniers éléments sont des facteurs dominants qui contrôlent la distribution spatiale des plantes supérieures (Petts, 1984). En effet, ces différents types d'environnements fluviaux vont favoriser différemment les espèces selon leur mode de dispersion (Nilsson *et al.*, 2002). Tout au long du cours de la rivière Matawin, les vitesses de courant sont significativement plus faibles dans les tronçons sableux comparativement aux tronçons caillouteux ($p < 0,05$).

Pour ce qui est de la variabilité inter-annuelle du niveau d'eau, nous avons pu constater qu'elle affectait tant la richesse spécifique et l'abondance des macrophytes que la composition de leurs communautés en amont et en aval du barrage. On sait (Assani *et al.*, 2002) que durant les années sèches, on relâche beaucoup moins d'eau en aval du barrage. D'ailleurs, nous avons constaté une diminution significative des MES en aval du réservoir en 2005, année caractérisée par des débits beaucoup plus faibles. Ce facteur influence la productivité des macrophytes en jouant sur la limpidité de l'eau et donc la transmission de la lumière essentielle à la photosynthèse. La

variation inter-annuelle des MES, du phosphore et des gaz dissous (CID, COD), en tant qu'éléments participant à la productivité des plantes aquatiques (Carr *et al.*, 1997), montre l'interaction qui s'est produite entre les macrophytes et leur environnement, résultant de la variation des niveaux d'eau. Dans le cas présent, ce changement s'est traduit par une augmentation significative du pourcentage d'espèces terrestres au détriment des espèces obligées aux milieux humides. Ceci pourrait avoir davantage d'effets à long terme dans le contexte d'un réchauffement climatique, par exemple, car une répétition d'années sèches compromettrait le maintien des espèces obligées aux milieux humides en raison de l'envahissement du lit mineur exondé par des espèces terrestres.

BIBLIOGRAPHIE

- ASSANI A.A., T. BUFFIN-BÉLANGER et A.G. ROY (2002). Analyse d'impacts d'un barrage sur le régime hydrologique de la rivière Matawin (Québec, Canada). *Revue des Sciences de l'Eau*, 15, 557-574.
- ASSANI A.A., F. PETIT et L. LECLERCQ (2006). The relation between geomorphological features and species richness in the low channel of the Warche, downstream from the Bütgenbach dam (Ardennes, Belgium). *Aquatic Botany*, 85, 112-120.
- BERNEZ I., H. DANIEL, J. HAURY et M.T. FERREIRA (2004). Combined effects of environmental factors and regulation on macrophyte vegetation along three rivers in western France. *River Research and Applications*, 20, 43-59.
- BRANDT S.A. (2000). Classification of geomorphological effects downstream of dams. *Catena*, 40, 375-401.
- CARR G.M., H.C. DUTHIE et W.D. TAYLOR (1997). Models of aquatic plant productivity : a review of the factors that influence growth. *Aquatic Botany*, 59, 195-215.
- CLARKE S.J. (2002). Vegetation growth in rivers: influences upon sediment and nutrient dynamics. *Progress in Physical Geography*, 26, 159-172.
- GARCIA DE JALON D., P. SANCHEZ et J.A. CAMARGO (1994). Downstream effects of a new hydropower impoundment on macrophyte, macroinvertebrate and fish communities. *Regulated Rivers: Research & Management*, 9, 253-261.
- GAUTHIER B. (1997). Notes explicatives sur la ligne naturelle des hautes eaux. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction de la conservation et du patrimoine écologique, 26 p.
- GENEST C.G. (2000). Dictionnaire de géomorphologie. Société de Géographie de la Mauricie inc. Éditeur, Trois-Rivières, 437 p.
- GRAVEL É. (2005). Impacts des barrages sur les caractéristiques des débits minimums annuels dans le bassin versant du fleuve Saint-Laurent et les effets de leur fluctuation sur les caractéristiques de l'eau, des sédiments et de la végétation du lit mineur de la rivière Matawin (Québec). Mémoire de maîtrise en sciences de l'environnement, UQTR, 105 p + annexes.

- HAYEUR G. (2001). Synthèse des connaissances environnementales acquises en milieu nordique de 1970 à 2000. Montréal, Hydro-Québec, 110 p.
- JANSSON R., C. NILSSON, M. DYNESIUS et E. ANDERSSON (2000). Effects of river regulation on river-margin vegetation: A comparison of eight boreal rivers. *Ecological Applications*, 10, 203-224.
- LANGLADE L-R. et O. DÉCAMPS (1995). Accumulation de limon et colonisation végétale d'un banc de galet. *C.R. Acad. Sci. Paris, Sciences de la vie / Life sciences*, 318, 1073-1082.
- LEGENDRE P. et L. LEGENDRE (1998). Numerical Ecology - 2nd english edition. Elsevier, Amsterdam, Pays-Bas, 853 p.
- MARIE-VICTORIN FR.(1995). Flore Laurentienne. 3^{ème} édition révisée et annotée par Brouillet L., Hay S.G., Goulet I., Blondeau M., Cayote J. & Labrecque J. Les Presses de l'Université de Montréal, Montréal, Québec, 1093 pp.
- NILSSON C., A. EKBLAD, M. GARDFJELL et B. CARLBERG (1991). Long-term effects of river regulation on river margin vegetation. *Journal of Applied Ecology*, 28, 963-987.
- NILSSON C., E. ANDERSSON, D.M. MERRITT et M.E. JOHANSSON (2002). Differences in riparian flora between riverbanks and river lakeshores explained by dispersal traits. *Ecology*, 83, 2878-2887.
- PATOINE A., A.-M. BLAIS, M.-H. FORGET, S. LAMONTAGNE et J. MARTY, (1999). Respecter la variabilité naturelle pour une gestion durable des ressources aquatiques. Mémoire remis au Bureau des audiences publiques sur l'environnement dans le cadre des audiences publiques sur la Gestion de l'eau au Québec, Montréal, 16 p. + annexes.
- PETTS G. (1984). Impounded rivers. Perspective for ecological management. John Wiley and Sons, Chichester, UK, 326 pp.
- RØRSLETT B., M. MJELDE et S.W. JOHANSEN (1989). Effects of hydropower development on aquatic macrophytes in norwegian rivers: present state of knowledge and some case studies. *Regulated Rivers: Research & Management*, 3, 19-28.
- STANFORD J.A., J.V. WARD, W.J. LISS, C.A. FRISSELL, R.N. WILLIAMS, J.A. LICHATOWICH et C.C. COUTANT (1996). A general protocol for

restauration of regulated rivers. *Regulated Rivers: Research & Management*, 12, 391-413.

STICHELBOUÉ É. (2005). Impacts des barrages sur les caractéristiques des débits maximums annuels dans le bassin versant du fleuve Saint-Laurent et sur la richesse spécifique de la végétation herbacée des basses plaines alluviales de la rivière Matawin (Québec). Mémoire de maîtrise en sciences de l'environnement, UQTR, 76 p + annexes.

TABACHNICK B.G. et L.S. FIDELL (2001). Using multivariate statistics – 4th edition. Allyn and Bacon, Boston, États-Unis, 966 p.

TARDIF B., G. LAVOIE et Y. LACHANCE (2005). Atlas de la biodiversité du Québec. Les espèces menacées ou vulnérables. Gouvernement du Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du développement durable, du patrimoine écologique et des parcs, Québec, 60 p.

CHAPITRE II

MANUSCRIT

Comparaison de la richesse spécifique, de l'abondance et de la composition des macrophytes du lit mineur de la rivière Matawin en amont et en aval du réservoir Taureau (Québec, Canada)

Comparison of species richness, abundance and composition of the macrophyte communities in the Matawin river's minor bed upstream and downstream Taureau reservoir (Quebec, Canada)

Gisèle MILETTE ¹ et Ali A. ASSANI ¹

Titre court : Comparaison des macrophytes en amont et en aval du réservoir Taureau

Cet article a été soumis à la Revue des Sciences de l'Eau (en révision).

¹ Laboratoire d'hydro-climatologie et de géomorphologie fluviale, section de Géographie, Pavillon Léon-Provencher, Université du Québec à Trois-Rivières, 3351, Boulevard des Forges, Trois-Rivières, Québec, Canada, G9A 5H7.

Adresse de Correspondance

¹ Laboratoire d'hydro-climatologie et de géomorphologie fluviale, section de Géographie, Pavillon Léon-Provencher, Université du Québec à Trois-Rivières, 3351, Boulevard des Forges, Trois-Rivières, Québec, Canada, G9A 5H7.

Tél. : (819) 376-5011 ; Fax : 376-5179 ; email : Ali.Assani@uqtr.ca

Gisele.Milette@uqtr.ca

RÉSUMÉ

La construction du réservoir Taureau en 1930 a provoqué l'inversion du régime hydrologique de la rivière Matawin en aval du barrage : les débits maximums surviennent en hiver et les débits minimums au printemps. Nous avons voulu vérifier dans quelle mesure cette inversion a modifié les caractéristiques physico-chimiques de l'eau et des sédiments ainsi que celles des communautés de macrophytes (richesse spécifique, abondance et composition). Neuf sites en amont et dix sites en aval du réservoir ont été échantillonnés pendant les étés (juin à août) 2004 et 2005. La comparaison de ces caractéristiques au moyen de plusieurs analyses statistiques (cadrage multidimensionnel, analyse de variance, test *t* de Student, analyse discriminante) n'a révélé que très peu de différences significatives entre l'amont et l'aval du réservoir, mise à part la composition des communautés de macrophytes. Ceci est dû à une période de résidence relativement courte de l'eau dans le réservoir. En effet, l'eau stockée au printemps et en été est intégralement relâchée en automne et en hiver. Ceci ne permet pas aux processus biochimiques d'agir pour opérer une transformation chimique significative de l'eau ni une stratification thermique de l'eau dans le réservoir. Toutefois, une différence dans l'abondance, la composition et la richesse spécifique des macrophytes a été observée entre les tronçons sableux et caillouteux d'une part, et entre 2004 (année humide) et 2005 (années sèche), d'autre part. La diminution des débits observée en 2005 s'est traduite par une augmentation significative de la richesse spécifique et des espèces terrestres, mais une diminution significative des espèces obligées aux milieux humides.

Mots clés : régime d'inversion, macrophytes, physico-chimie de l'eau, granulométrie, fluctuation du niveau d'eau, réservoir Taureau.

SUMMARY

The construction of the Taureau's reservoir in 1930 had involved the inversion of the hydrologic regime of the Matawin river : maximum floods occur in winter and minimum floods occur in spring. We had wanted to verify if this inversion had modified the physico-chemicals characteristics of the water, sediments and macrophytes (species richness, abundance, composition). Nine sites upstream and ten downstream have been sampled during the summer of 2004 and 2005. The comparison of those characteristics with many statistics analysis (multidimensionnel scaling, variance analysis, Student's t test) revealed only few significant differences between upstream and downstream of the reservoir. This is achieved because of the short retention time of the water in reservoir. In fact, the water stocked in spring and summer is entirely released during the next autumn and winter. So, this does not allow the thermal stratification and biochemical processes to have time to take place nor chemical transformation of the water in the reservoir. However, some differences had been observed between stony and sandy sites in the species richness, the abundance and the composition of the macrophyte community. Further, between 2004 (wet year) and 2005 (dry year), we observed a significant augmentation of specific richness and terrestrial species, but a significant diminution of wetlands obligated species.

Key words : inversion regime, macrophytes, water physico-chemistry, granulometry, water-level fluctuation, Taureau reservoir.

2.1 INTRODUCTION

Les macrophytes occupent une place importante dans les écosystèmes fluviaux (Lacoul et Freedman, 2006b). Ils contribuent à leur fonctionnement et à leur évolution en y remplissant de nombreuses fonctions. En effet, ils servent de nourriture aux nombreuses espèces faunistiques herbivores allant des invertébrés aux mammifères. De ce fait, ils

influencent l'abondance et la composition de ces communautés (De Miller et Provenza, 2007; Elger *et al.*, 2006; Kuczynska-Kippen et Nagengast, 2006; Lewin, 2006; Owojori *et al.*, 2006; Poi De Neiff et Neiff, 2006; Schmieder *et al.*, 2006). Du point de vue biochimique, les macrophytes influencent la composition chimique des sédiments et de l'eau. Ils peuvent être utilisés comme indicateurs pour détecter les polluants provenant de différentes sources ou décontaminer les eaux déjà polluées, notamment par les métaux lourds (Baldy *et al.*, 2007; Bragato *et al.*, 2006; Choi *et al.*, 2006; Clayton et Edwards, 2006; Daniel *et al.*, 2005; Markich *et al.*, 2006; Onaindia *et al.*, 2005; Robinson *et al.*, 2006; Sune *et al.*, 2007; Thiébaud et Muller, 1998; Wilcock et Croker, 2004). Plusieurs indices basés sur les macrophytes ont été élaborés pour évaluer la qualité de l'eau des rivières (Haury *et al.*, 1998; Thiébaud, 2006; Thiébaud *et al.*, 2006). Du point de vue hydraulique et sédimentologique, les macrophytes modifient significativement les conditions d'écoulement et de rugosité, favorisant ainsi une sédimentation des particules fines susceptibles d'affecter la qualité des habitats pour les espèces faunistiques (Cotton *et al.*, 2006; Green, 2006; Naden *et al.*, 2006; Piégay *et al.*, 2000; Sand-Jensen et Pedersen, 1999; Stephan et Gutknecht, 2002; Wharton *et al.*, 2006). Enfin, sur le plan hydrologique, les macrophytes peuvent influencer le niveau d'eau et la dynamique de crues (Trepel et Kieckbusch, 2005).

Ces multiples fonctions dans les écosystèmes fluviaux justifient l'intérêt de plus en plus croissant accordé aux facteurs qui influencent l'abondance et la composition des macrophytes ainsi que leur dynamique (Balanson *et al.*, 2005; Baattrup-Pedersen *et al.*, 2006; 2003; Chambers *et al.*, 1991; Chessman *et al.*, 2006; Dawson *et al.*, 1999; Ferreira et Moreira, 1999; Ghavzan *et al.*, 2006; Gurnell *et al.*, 2006; Johnson *et al.*, 2006; Lacoul et Freedman, 2006a, 2006b; Naiman *et al.*, 2000; Pedro *et al.*, 2006; Pollock *et al.*, 1998; Reid et Quinn, 2004; Riis *et al.*, 2003; Rolon et Maltchik, 2006; Swaine *et al.*, 2006; Tessier *et al.*, 1983; Thomaz *et al.*, 2003). Ces différents travaux ont souligné la sensibilité des

macrophytes aux changements environnementaux, dont ils sont le reflet le plus visible qualitativement et quantitativement.

Cependant, les travaux consacrés aux impacts des activités anthropiques sur les macrophytes se sont particulièrement intéressés à ceux provoqués par l'agriculture, la pollution industrielle ainsi que par l'urbanisation. Il existe encore très peu de travaux consacrés aux impacts des barrages sur les macrophytes en aval (Bernez *et al.*, 2004; Gracia de Jalon *et al.*, 1994; Jansson *et al.*, 2000; Nilsson *et al.*, 1991; Rørslett *et al.*, 1989). À titre d'exemple, dans leur synthèse consacrée à l'influence des facteurs environnementaux sur les plantes aquatiques des écosystèmes fluviaux, Lacoul et Freedman (2006b) n'ont fait aucune mention des impacts des barrages sur les macrophytes en aval. Cette carence avait déjà été déplorée par Rørslett *et al.* (1989). En Norvège, ceux-ci avaient dénoncé le manque de données sur la végétation aquatique (avant/après les développements hydroélectriques) et le manque d'intérêt porté aux macrophytes dans les études d'impacts environnementaux relatifs aux développements hydroélectriques. Au Québec, la situation est similaire. En effet, malgré la présence de nombreux barrages et réservoirs hydroélectriques, il n'existe encore aucune étude sur leurs impacts sur les macrophytes en aval. Pourtant, ces ouvrages induisent des modifications importantes des débits (Assani *et al.*, 2005; 2006; 2007; Lajoie *et al.*, 2007; 2006) susceptibles d'affecter l'abondance et la composition des macrophytes en aval des barrages et réservoirs. En condition naturelle, plusieurs études, même celles réalisées au Québec, ont montré l'influence importante des changements hydrologiques (fluctuations des débits) sur l'abondance et la composition des macrophytes. C'est ainsi que Hudon (2004) avait démontré que le nombre d'espèces et la biomasse des macrophytes du lac Saint-Pierre augmentaient durant les années humides mais diminuaient durant les années sèches. À la lumière de ces considérations, l'objectif de notre travail est d'analyser les impacts provoqués par l'inversion des régimes hydrologiques en aval des barrages sur l'abondance et la richesse spécifique des macrophytes.

En raison du climat hivernal, de nombreux barrages et réservoirs furent construits pour produire de l'énergie hydroélectrique. Cette production a entraîné un stockage d'eau au printemps afin de constituer des réserves d'eau suffisantes qui seront turbinées en hiver. Ce mode de gestion a provoqué une inversion totale des régimes hydrologiques des cours d'eau en aval des barrages : les débits maximums surviennent en hiver et les débits minimums au printemps au moment de la fonte des neiges. La hausse des débits en hiver laisse le chenal libre de glace en aval des barrages. Les impacts de ces changements hydrologiques sur les macrophytes, associés à cette inversion, n'ont encore jamais été analysés. L'hypothèse que nous voulons vérifier est la suivante : les changements de la période d'occurrence et la forte variabilité des débits ainsi que l'absence du couvert de glace en hiver en aval des barrages entraînent une augmentation de l'abondance et du nombre d'espèces de macrophytes en aval des barrages. Cette hypothèse a été testée dans le bassin versant de la rivière Matawin.

2.2 DESCRIPTION DU BASSIN VERSANT DE LA RIVIÈRE MATAWIN ET FONCTIONNEMENT DU BARRAGE TAUREAU

Principal affluent de la rivière Saint-Maurice et sous affluent du fleuve Saint-Laurent en rive gauche (nord), la rivière Matawin draine un bassin versant de 5 775 km² (fig. 2.1). Elle entaille le bouclier canadien. Le climat est du type subpolaire continental avec une lame d'eau annuelle d'environ 1000 mm et une température moyenne annuelle de 4°C. Tout le bassin versant se situe dans la zone de végétation tempérée nordique, tout juste au sud de la zone boréale, et est majoritairement couvert par le domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune (Tardif *et al.*, 2005). Quant aux activités anthropiques, elles se limitent à l'exploitation forestière. L'agriculture est quasi absente car les terres et le climat n'y sont pas propices. La rivière incise alternativement et de manière quasi régulière les formations sableuses d'origine fluvio-glaciaires et des formations caillouteuses ou rocheuses appartenant au socle. Sur ces derniers tronçons y affleure parfois la roche en place donnant

naissance à des chutes et des rapides. Ainsi, le cours de la Matawin est caractérisé par une alternance quasi régulière de biefs caillouteux à écoulement turbulent, en raison de la forte pente, et de biefs sableux à écoulement lent. Cette alternance permet ainsi une meilleure comparaison de l'influence de la lithologie et de la granulométrie sur la variabilité spatiale de la richesse spécifique, de l'abondance et de la composition des macrophytes.

En 1929, la Shawinigan Water & Power Co construisit sur la rivière Matawin, le réservoir Taureau. Celui-ci avait trois objectifs : rehausser la capacité hivernale des réservoirs des centrales hydroélectriques de Grand-Mère, Shawinigan 2-3 et la Gabelle érigées sur la rivière Saint-Maurice ; lutter contre les inondations sur cette même rivière ; faciliter l'évacuation des billes de bois provenant de l'amont. Vers le début de la décennie 1960, il est passé sous le contrôle d'Hydro-Québec qui venait d'être créée. Le barrage du réservoir Taureau est un barrage poids de 720 m de long et de 26 m de hauteur. Il est muni d'un évacuateur de crues, long de 42 m et haut de 25 m, et d'un pertuis de fond, long de 25 m et haut de 24 m ainsi que de quatre déversoirs d'une capacité totale de 1 409 m³/s et de quatre vannes de fond d'une capacité totale de 400 m³/s. Sa réserve totale est estimée à 348 000 000 m³ d'eau. Son bassin versant est de 4 325 km², ce qui représente 75% de la superficie totale du bassin versant de la rivière Matawin. Le niveau du réservoir est maintenu entre une cote maximale d'exploitation qui se situe à 359,05 m et une cote minimale d'exploitation à 343,81 m. Le marnage annuel maximal du réservoir est donc de 15,24 m. À son niveau le plus bas, le réservoir occupe une superficie d'environ 8 km². Le réservoir Taureau est un réservoir de type annuel, c'est-à-dire que son remplissage complet se fait chaque année et résulte exclusivement de l'apport en eau provenant de son bassin versant. La gestion actuelle se caractérise par une légère baisse en dessous du niveau d'exploitation maximale du réservoir en automne. Cette pratique permet de prévenir les crues d'automne (réurrence 30 ans) et d'éviter ainsi les inondations en amont et au niveau même du réservoir. Elle permet par conséquent de limiter le déversement de forts débits en aval lors

de la crue d'automne. C'est à partir de la mi-novembre que s'amorce la vidange du réservoir qui se poursuit durant toute la saison hivernale. De gros débits sont maintenus en sortie du barrage afin de créer un chenal sur la rivière Matawin libre de tout couvert de glace durant cette période et d'éviter la formation d'embâcles en aval. Durant cette période le niveau d'eau du réservoir diminue en moyenne de 0,10 m à 0,12 m par jour. Ce taux peut atteindre jusqu'à 0,40 m par jour à la fin de l'hiver. À son niveau le plus bas, la cote minimale moyenne du réservoir est d'environ 349 m. Mais elle peut descendre exceptionnellement à environ 340 m certaines années. Un remplissage rapide (quatre à six semaines) du réservoir s'effectue avec la fonte des neiges et l'occurrence de la crue printanière. Cette hausse de 10 à 15 m se réalise avec un taux journalier d'augmentation du niveau de l'eau de plus de 50 cm. Après le remplissage complet du réservoir, celui-ci est maintenu entre les cotes 357 et 359 m. Depuis sa mise en eau en 1931, la gestion hydraulique du réservoir n'a pratiquement pas changé. Ce mode de gestion a entraîné une inversion totale du régime hydrologique de la rivière Matawin en aval du réservoir (Assani *et al.*, 2002). En effet, les débits maximums surviennent alors en hiver et les débits minimums au printemps (fig. 2.2).

2.3 MÉTHODOLOGIE

2.3.1 Sites d'études, méthodes d'échantillonnage et d'analyse de l'eau, de la végétation et des sédiments

Sur le terrain (fig. 2.1), nous avons mesuré au moyen d'un hydrolab (type Quanta) les variables suivantes : le pH, la température, la conductivité et O₂ dissous. Nous avons analysé les caractéristiques physico-chimiques de l'eau à quatre sites en amont et à cinq sites en aval du barrage, des mois de juin à août 2004. À ces mêmes sites, nous avons prélevé deux litres d'eau. L'un a servi à déterminer les matières en suspension (MES) et la turbidité. L'autre a servi à déterminer la teneur des éléments suivants : azote et phosphore (N et P - analysés par la méthode de digestion au persulfate de potassium), carbone organique

dissous (COD - analysé par la méthode d'oxydation au persulfate de sodium), carbone inorganique dissous (CID - analysé par la réaction à l'acide phosphorique) et l'alcalinité (titrage à l'acide chlorhydrique). Sur chaque site, nous avons mesuré les vitesses du courant au moyen d'un courantomètre.

La végétation a été échantillonnée sur 9 sites en amont (4 sites sableux et 5 sites caillouteux) et 10 sites en aval du barrage (6 sites sableux et 4 caillouteux). Sur chaque site, nous avons délimité une parcelle de 50 m de longueur parallèlement aux berges (Haury *et al.*, 1998; Thiébaud, 2006; Thiébaud et Muller, 1998) en 2004 et en 2005 (juillet et août). Dans chaque parcelle, nous avons échantillonné dans trois quadrats de 10 m par 10 m. Nous avons inventorié toutes les espèces présentes (Lacoul et Freedman, 2006b). Le recouvrement de la végétation a été évalué qualitativement selon l'approche suggérée par Jansson *et al.* (2000). L'identification des espèces a été effectuée à l'aide de la nomenclature de la *Flore Laurentienne* (Marie-Victorin, 1995). Les espèces récoltées ont été classées selon leur famille et leur groupe écologique. Pour les groupes écologiques, nous avons adopté la classification proposée par Gauthier (1997) pour la végétation du Québec méridional. Dans cette classification, les espèces des milieux humides sont regroupées en deux catégories :

- Les espèces dites obligées aux milieux humides (OBL). Ce sont des espèces qui ne s'établissent que dans les milieux humides. On a dénombré 430 espèces au Québec méridional.

- Les espèces réputées facultatives des milieux humides (FACH). Ce sont des espèces qui se développent de manière préférentielle dans les milieux humides. Mais, elles peuvent s'établir aussi en milieu terrestre. On a inventorié 247 espèces au Québec méridional.

- Quant aux espèces strictement terrestres mais qui peuvent s'adapter dans les milieux humides, elles ont formé la troisième catégorie désignée par « espèces terrestres à large amplitude écologique » (TERR). Leur nombre n'est pas connu.

En ce qui concerne les sédiments, nous avons prélevé 300 gr. de sédiments sur les sites sableux à une profondeur de 15 cm. Une partie a servi à l'analyse granulométrique et l'autre à la détermination de la teneur des éléments chimiques suivants : l'azote total (extraction par acide sulfurique selon la méthode de Quikchem 13-107-06-02-D), le phosphore total (extraction par acide chlorhydrique et par fluorure d'ammoniaque selon la méthode développée par Bray et Kurtz, 1945) et le carbone organique total (extraction par chromate de potassium et par sulfate ferreux selon la méthode mise au point par Yeomans et Bremner, 1988).

2.3.2 Analyse statistique des données

La comparaison des caractéristiques physico-chimiques de l'eau, des sédiments et des macrophytes entre l'amont et l'aval du barrage a été effectuée au moyen de l'analyse discriminante et du test t de Student. Pour déterminer l'influence des facteurs environnementaux sur la composition des communautés de macrophytes, nous avons appliqué l'analyse de variance et la méthode du cadrage multidimensionnel non-métrique. Cette méthode cherche à représenter dans un nombre réduit et pré-imposé d'axes les relations d'ordre entre les objets. Elle peut se baser sur des indices non-métriques et peut même s'accommoder de valeurs de distances manquantes, pour autant qu'il y ait assez d'informations pour positionner un objet par rapport à quelques autres. Le cadrage des objets est réalisé itérativement par minimisation d'une fonction de stress. Pour un nombre donné et petit de dimensions (par exemple 2 ou 3), le cadrage non-métrique permet souvent de représenter une matrice de distances avec moins de déformations que l'analyse en composantes principales (Legendre et Legendre, 1998). Dans le cadre de cette étude, nous

avons utilisé une matrice de similarité basée sur la présence-absence des espèces pour calculer la distance non-métrique entre les sites échantillonnés. Les coefficients de similitude ont été calculés au moyen de l'indice de Jaccard.

2.4 RÉSULTATS

2.4.1 Comparaison des caractéristiques physico-chimiques de l'eau et des sédiments en amont et en aval du barrage en 2004

La synthèse des caractéristiques physico-chimiques de l'eau et des sédiments sont consignées respectivement dans les tableaux 2.1 et 2.2. Il convient de mentionner qu'on n'a observé aucune variabilité longitudinale des caractéristiques physico-chimiques de l'eau et des sédiments en amont et en aval du réservoir, lorsque les deux secteurs étaient considérés séparément. La comparaison des valeurs moyennes de la physico-chimie de l'eau de chaque station au moyen du test *t* de Student a révélé une différence significative des concentrations en COD et CID entre l'amont et l'aval. Leur concentration diminue en aval. Les autres caractéristiques physico-chimiques ne sont pas significativement différentes. Quant aux sédiments, aucune différence significative n'a été observée entre l'amont et l'aval. Par conséquent, ces caractéristiques ne sont pas modifiées par le réservoir durant la période estivale.

2.4.2 Comparaison des caractéristiques des communautés de macrophytes en amont et en aval du barrage en 2004

Nous avons inventorié au total 86 espèces de macrophytes en amont et en aval du barrage. Ces espèces appartiennent à 37 familles différentes. Les deux familles dominantes sont les cypéracées (11 espèces) et les graminées (8 espèces). La comparaison du nombre d'espèces, de l'abondance et des groupes écologiques des macrophytes par site n'a pas révélé de différence significative entre l'amont et l'aval du barrage (tableau 2.3).

2.4.3 Comparaison des caractéristiques des communautés de macrophytes en fonction de la granulométrie en 2004

Toutefois, lorsqu'on compare les sites en fonction de leur granulométrie, on observe une différence significative ($p < 0,01$) entre les sites sableux et caillouteux. En effet, le nombre moyen d'espèces par site est plus élevé sur les sites sableux (29 espèces) que sur les sites caillouteux (15 espèces), il en va de même pour l'abondance. Les sites sableux ont en moyenne un pourcentage de recouvrement significativement plus élevé (84%) que les sites caillouteux (45%) (fig. 2.3.a).

2.4.4 Influence de la variabilité du niveau d'eau

En 2004, les débits étaient plus élevés qu'en 2005 (fig. 2.4). Pour déterminer l'influence de la variabilité du niveau d'eau en amont et en aval du barrage, nous avons comparé les données récoltées en 2004 et 2005 durant la même période. La comparaison des concentrations chimiques des éléments de l'eau (tableaux 2.4 et 2.5) révèle une diminution du phosphore total et du COD aussi bien en amont qu'en aval du réservoir. Quant au CID, sa concentration a significativement augmenté seulement en amont alors que celle des matières en suspension a diminué en aval, probablement en raison d'un stockage important d'eau dans le réservoir pendant les années sèches (Assani *et al.*, 2002). En ce qui concerne les macrophytes (tableaux 2.6 et 2.7), le nombre d'espèces et le pourcentage d'espèces terrestres ont significativement ($p < 0,05$) augmenté dans les deux secteurs en 2005. En effet, le nombre d'espèces a quasi doublé. Cette augmentation fut plus importante sur les sites caillouteux (15 espèces en 2004 contre 44 en 2005) que sur les sites sableux (28 espèces en 2004 contre 44 en 2005) en raison de l'augmentation du pourcentage d'espèces terrestres au détriment des espèces obligées aux milieux humides. La diminution du niveau d'eau favorise donc l'envahissement du lit mineur par les espèces terrestres. Le fait que la diminution des espèces obligées aux milieux humides ne soit pas significative en

aval provient probablement de la plus grande proportion de sites sableux en aval (6 sur 10) comparativement à l'amont (4 sur 9), lesquels ont un pourcentage d'espèces obligées aux milieux humides significativement plus élevé que les sites caillouteux (fig. 2.3.b).

2.4.5 Comparaison de la composition des communautés de macrophytes en 2004 et 2005

Les figures 2.5.a et 2.5.b comparent la position des sites en amont et en aval du réservoir en 2004 et en 2005, dans le plan défini par les deux dimensions qui ont donné la plus faible valeur de stress (< 20%). Nous pouvons y remarquer la tendance des stations à se regrouper en fonction de leur secteur d'appartenance. Il y a d'ailleurs vingt espèces présentes seulement en amont (dont *Aster umbellatus*, *Bromus ciliatus*, *Juncus effusus*, *Vicia cracca*, *Maianthemum canadense*, *Potamogeton perfoliatus*, *Osmunda regalis*, *Atragene americana*, etc.) et vingt-deux espèces retrouvées seulement en aval (dont *Alisma gramineum*, *Asclepias incarnata*, *Callitriche palustris*, *Eupatorium perfoliatum*, *Rorippa islandica*, *Lycopus americanus*, *Mentha canadensis*, *Prunella vulgaris*, *Smilacina stellata*, *Lobelia dortmanna*, *Pontederia cordata*, *Veronica americana*, etc.).

Les figures 2.6.a et 2.6.b comparent la position des sites en 2004 et en 2005 en fonction de leur granulométrie. Nous pouvons y remarquer la tendance des stations à se regrouper également en fonction de la taille des sédiments. La granulométrie influence entre autres la vitesse du courant et la profondeur de l'eau, deux facteurs contrôlant la distribution spatiale des plantes supérieures (Petts, 1984). En effet, plusieurs espèces étaient présentes uniquement sur les sites caillouteux (dont *Apocynum androsaemifolium*, *Achillea millefolium*, *Anaphalis margaritacea*, *Cardamine pensylvanica*, *Panicum subvillosum*, *Osmunda regalis*, *Veronica americana*, etc.) et d'autres s'y retrouvaient au moins 2 fois sur 3 (dont *Asclepias incarnata*, *Aster radula*, *Aster umbellatus*, *Rorippa islandica*, *Scutellaria lateriflora*, *Galium*

asprellum, etc.). Pareillement, quelques espèces étaient présentes uniquement sur les sites sableux (dont *Nuphar rubrodiscum*, *Potentilla palustris*, etc.) et d'autres s'y retrouvaient au moins 2 fois sur 3 (dont *Alisma gramineum*, *Sagittaria latifolia*, *Dulichium arundinacum*, *Eleocharis palustris*, *Scirpus cyperinus*, *Scirpus rubrotinctus*, *Equisetum fluviatile*, *Equisetum palustre*, *Glyceria canadensis*, *Hypericum boreale*, *Isoetes echinospora*, *Mentha canadensis*, *Brasenia schreberi*, *Nuphar microphyllum*, *Sparganium angustifolium*, *Sparganium chlorocarpum*, etc.).

Ces mêmes figures montrent aussi les différences inter-annuelles dans la composition des communautés de macrophytes. En 2004, nous pouvons constater que la différence dans la composition floristique des stations est surtout influencée par la granulométrie. En revanche, en 2005, cette différence l'est davantage par le secteur d'appartenance des stations, c'est-à-dire l'amont et l'aval. En effet, en 2005, 45 nouvelles espèces ont été inventoriées comparativement à 2004, dont 33,3% était présent seulement en aval et 35,6% seulement en amont. Du total des nouvelles espèces, 62% appartient au groupe des espèces terrestres, dont *Apocynum androsaemifolium*, *Diervilla lonicera*, *Achillea millefolium*, *Anaphalis margaritacea*, *Solidago canadensis*, *Solidago rugosa*, *Prunella vulgaris*, *Maianthemum canadense*, *Abies balsamea*, *Atragene americana*, *Ranunculus acris*, etc. La famille des Composées compte à elle seule pour 20% des nouvelles espèces en 2005.

2.5 DISCUSSION ET CONCLUSION

Plusieurs travaux ont déjà été consacrés aux impacts des réservoirs sur la composition physico-chimiques de l'eau (Ahearn *et al.*, 2005; Elser et Kimmel, 1985; Kelly, 2001; Kurunc *et al.*, 2006; Taleb *et al.*, 2004). Tous ces travaux ont démontré que les réservoirs modifient à des degrés divers la composition chimique de l'eau en aval. Les facteurs à l'origine de ces modifications sont : la réduction de la vitesse du courant et la sédimentation qui en résulte, la

durée et l'ampleur de la stratification thermique, l'existence des courants de densité, le temps de résidence hydraulique, l'activité biologique, le volume d'eau, le mode de gestion du réservoir, etc. Mais l'ampleur de ces changements varie d'un élément chimique à un autre. Certains éléments chimiques peuvent diminuer, d'autres augmenter en aval des réservoirs. De même, la concentration d'un même élément chimique peut augmenter en aval d'un réservoir pour diminuer en aval d'un autre réservoir. En ce qui concerne le réservoir Taureau, on a observé une diminution significative de COD et CID en aval du réservoir en 2004, comparativement à l'amont. En 2005, seule la concentration de COD a diminué significativement en aval du réservoir, comparativement à l'amont. Deux facteurs peuvent expliquer ce faible changement de la composition physico-chimique de l'eau: le temps de résidence de l'eau dans le réservoir et l'absence de stratification thermique. Le réservoir Taureau étant un réservoir de type annuel, l'eau stockée au printemps est entièrement lâchée en hiver. Ainsi, le temps de résidence de l'eau accumulée est relativement court pour permettre aux processus bio-chimiques et l'activité biologique de modifier la composition physico-chimique de l'eau dans le réservoir. Ce raccourcissement de temps de résidence pourrait expliquer aussi l'absence de stratification thermique dans le réservoir. Ainsi, la température en amont et en aval du réservoir est égale.

Contrairement à la composition physico-chimique de l'eau, il existe encore très peu de travaux consacrés aux impacts des réservoirs sur la composition chimique des sédiments (Pinay *et al.*, 2002). La construction d'un barrage, en réduisant la quantité des sédiments en suspension, provoque une baisse de concentration de N, P et C en aval. Au Bangladesh, la construction du barrage Faraka sur le fleuve Ganges avait entraîné une diminution de la fertilité des sols en aval. Quant au fleuve Nil, la construction du barrage Aswan avait provoqué une hausse de la concentration de sels dans les sédiments en raison de la diminution de la magnitude et de la fréquence de crues. Cependant, en aval du réservoir Taureau, aucun changement quant à la composition chimique des sédiments n'a été observé

en raison de l'absence de modification des caractéristiques physico-chimiques de l'eau dans le réservoir et de la faiblesse de la quantité des matières en suspension transportées par la rivière même en condition naturelle.

Le peu de changements significatifs des caractéristiques physico-chimiques de l'eau et des sédiments dans le réservoir explique l'absence de différence significative du nombre et de l'abondance des espèces de macrophytes en amont et en aval du réservoir. Le nombre moyen d'espèces par site est environ 22 en 2004. Toutefois, ce nombre varie fortement selon la granulométrie du site et le niveau d'eau. Il est plus élevé sur les sites sableux que sur les sites caillouteux. Cette différence est due à la teneur des sédiments fins (limons en particulier). En effet, comme l'avaient déjà démontré plusieurs auteurs (Assani *et al.*, 2006; Langlade et Décamps, 1995), le nombre d'espèces sur un site augmente parallèlement à la teneur en limons jusqu'à un certain seuil. Lorsque ce seuil est atteint, le nombre d'espèces décline car le dessèchement du limon devient un obstacle à la levée des plantules. De plus, une accumulation importante du limon réduit la quantité d'oxygène dans le sol. Cette absence d'un changement significatif du nombre et de l'abondance des espèces de macrophytes ne corrobore pas les résultats des autres auteurs. Certains ont observé une hausse de la richesse spécifique et/ou de l'abondance des macrophytes en aval des barrages en raison d'une décharge hypolimniale eutrophique, de l'absence du couvert de glace en hiver, de la réduction de la turbidité ou de l'augmentation de la stabilité du lit (Bernez *et al.*, 2004; Rørslett *et al.*, 1989). D'autres, par contre, ont observé une baisse de la richesse spécifique et/ou de l'abondance des macrophytes en aval des barrages en raison d'une décharge épilimniale (riche en phytoplancton et zooplancton en été), d'un apport d'eau turbide des tributaires, de la variation des décharges (assèchement ou arrachement), etc. (Garcia de Jalon *et al.*, 1994; Nilsson *et al.*, 1991). Le changement quant à la composition floristique a été attribué aux variations des décharges, de la profondeur et de la turbidité de l'eau ou à la sédimentation intra-chenal (Nilsson *et al.*, 1991; Jansson *et al.*, 2000). La

variation inter-annuelle du niveau d'eau observée, engendrant des changements au niveau de la profondeur de l'eau, des débits et des matières en suspension, serait le principal facteur explicatif de la différence dans la composition floristique entre 2004 et 2005. Par ailleurs, les barrages modifient les conditions d'écoulement en aval ce qui peut affecter les vitesses de courant. Les mesures ponctuelles effectuées ont d'ailleurs montré qu'il y avait une différence significative entre l'amont et l'aval (tableau 2.1), les vitesses étant plus faibles en aval. La profondeur de l'eau est également significativement différente entre l'amont (moyenne de 0,35 m) et l'aval (moyenne de 0,56 m). De plus, on retrouve en aval un type de morphologie du chenal absent en amont, soit les chenaux multiples (tressage) impliquant la sédimentation intra-chenal. Ces facteurs pourraient expliquer les différences entre l'amont et l'aval dans la composition des communautés de macrophytes. D'autre part, les vitesses de courant sont également significativement différentes entre les sites sableux (moyenne de 0,34 m/sec.) et caillouteux (moyenne de 0,81 m/sec.). L'alternance des tronçons sableux caractérisés par un écoulement lent et les tronçons caillouteux caractérisés par des vitesses de courants élevés crée différents types d'environnements fluviaux qui induisent une variabilité spatiale de la richesse spécifique et de la composition des communautés de macrophytes. Il est généralement accepté dans la littérature que la taille et la stabilité du substrat ainsi que la profondeur de l'eau et la vitesse du courant sont des facteurs dominants quant au contrôle de la distribution spatiale des plantes supérieures (Petts, 1984). De plus, les modes de dispersion des espèces (flottabilité des graines) peuvent aussi contribuer à expliquer cette variabilité spatiale (Nilsson *et al.*, 2002).

Enfin, la fluctuation inter-annuelle du niveau d'eau provoque un changement significatif du nombre d'espèces ainsi que de la composition des communautés de macrophytes aussi bien en amont qu'en aval du barrage. Ce changement se traduit par une hausse du nombre d'espèces des milieux terrestres au détriment des espèces des milieux humides lorsque le niveau d'eau diminue. Cette diminution n'est significative qu'en amont lorsque l'on considère

les deux secteurs séparément. Néanmoins, l'influence de la fluctuation du niveau d'eau sur la dynamique des macrophytes a été observée par de nombreux auteurs (Chow-Fraser, 2005; Deegan *et al.*, 2006; Havens *et al.*, 2005; Hudon, 2004; Lacoul et Freedman, 2006a; Ray et Inouye, 2005; Uehlinger *et al.*, 2003; Van der Valk, 2005; Van Geest *et al.*, 2005; Wei et Chow-Fraser, 2006). Elle s'explique par l'exondation d'une partie du lit mineur lors de la baisse du niveau d'eau favorisant ainsi l'établissement des espèces des milieux terrestres. Ainsi, d'un point de vue de la gestion hydrologique, les fluctuations importantes du niveau d'eau ou la diminution importante des débits minimums peuvent compromettre le maintien des macrophytes en aval du réservoir.

REMERCIEMENTS

Les auteurs témoignent leur reconnaissance à Mme Estelle Lacoursière et M. Alain Maire, pour leur aide pendant le processus d'identification des macrophytes, le laboratoire de recherche sur l'analyse des bassins versants de l'UQTR dirigé par monsieur Stéphane Campeau et le laboratoire des sciences de la terre de l'UQAM pour le prêt de matériel ainsi que les organismes subventionnaires FIR, CRSNG et FQRNT.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AHEARN D.S., R.W. SHEIBLEY et R.A. DAHLGREN (2005). Effects of river regulation on water quality in the lower Mokelumne river, California. *River Research and Applications*, 21, 651-670.
- ASSANI A.A., T. BUFFIN-BÉLANGER et A.G. ROY (2002). Analyse des impacts d'un barrage sur le régime hydrologique de la rivière Matawin (Québec, Canada). *Revue des sciences de l'eau*, 15, 557-574.
- ASSANI A.A., E. GRAVEL, T. BUFFIN-BÉLANGER et A.G. ROY (2005). Impacts des barrages sur les débits annuels minimums en fonction des régimes hydrologiques artificialisés au Québec (Canada). *Revue des sciences de l'eau*, 18, 103-127.
- ASSANI A.A., E. STICHELBOU, A.G. ROY et F. PETIT (2006). Comparison of impacts of dams on the annual maximum flow characteristics in three regulated hydrologic regimes in Québec (Canada). *Hydrological processes*, 20, 3485-3501.

- ASSANI A.A., F. LAJOIE et C. LALIBERTÉ (2007). Impacts des barrages sur les caractéristiques des débits moyens annuels en fonction du mode de gestion et de la taille des bassins versants au Québec. *Revue des Sciences de l'Eau*, 20, sous presse.
- BAATTRUP-PEDERSEN A., K. SZOSZKIEWICZ, M. O'HARSE et T. FERREIRA (2006). Macrophyte communities in unimpacted European streams, variability in assemblage patterns, abundance and diversity. *Hydrobiologia*, 566, 179-196.
- BAATTRUP-PEDERSEN A., S.E. LARSEN et T. RIIS (2003). Composition and richness of macrophyte communities in small Danish streams-influence of environmental factors and weed cutting. *Hydrobiologia*, 495, 171-179.
- BALANSON S., M.B. WALTON, J.A. WOLIN et T.K. MAI (2005). Aquatic macrophyte diversity and habitat characterization of the Cuyahoga river watershed Northeastern Ohio. *Ohio Journal Science*, 4, 88-96.
- BALDY V., M. TRÉMOLIÈRES, M. ANDRIEU et J. BELLARD (2007). Change in phosphorus content of two aquatic macrophytes according to water velocity, trophic status and time period in headwater streams. *Hydrobiologia*, 575, 343-351.
- BERNEZ I., H. DANIEL, J. HAURY et M.T. FERREIRA (2004). Combined effects of environmental factors and regulation on macrophyte vegetation along three rivers in Western France. *River Research and Applications*, 20, 43-59.
- BRAGATO C., H. BRIX et M. MALAGOLI (2006). Accumulation of nutrients and heavy metals in *Phragmites australis* (CAv) Trin. ex Steudel and *Bolboschoenus maritimus* (L.) Palla in a constructed wetland of the Venice lagoon watershed. *Environmental Pollution*, 144, 967-975.
- BRAY R.L. et L.T. KURTZ (1945). Determination of total organic and available forms of phosphorous in soils. *Soils Science*, 59, 39-45.
- CHAMBERS P.A., E.E. PREPAS, H.R. HAMILTON et M.L. BOTHWELL (1991). Current velocity and effects on aquatic macrophytes in flowing waters. *Ecological Applications*, 1, 249-257.
- CHESSMAN B.C., A.F. KIRSTIE et G.J. BRIERLEY (2006). Linking geomorphic character, behaviour and condition to fluvial biodiversity: implications for river management. *Aquatic Conservation : Marine Freshwater Ecosystems*, 16, 267-288.
- CHOI J.H., S.S. PARK et P.R. JAFFÉ (2006). The effect of emergent macrophytes on the dynamics of sulfur species and trace metals in wetland sediments. *Environmental Pollution*, 140, 286-293.
- CHOW-FRASER P. (2005). Ecosystem response to changes in water level of Lake Ontario marshes : lessons from the restoration of Cootes Paradise Marsh. *Hydrobiologia*, 539, 189-204.
- CLAYTON J. et T. EDWARDS (2006). Aquatic plants as environmental indicators of ecological condition in New Zealand lakes. *Hydrobiologia*, 570, 147-151.
- COTTON J.A., G. WHARTON, J.A.B. BASS, C.M. HEPPEL et R.S. WOTTON (2006). The effects of seasonal changes to in-stream vegetation cover on patterns of flow and accumulation of sediment. *Geomorphology*, 77, 320-334.

- DANIEL H., I. BERNEZ, J. HAURY et D. LE COEUR (2005). The ability of aquatic macrophytes to assess fish farm pollution in two salmon rivers. *Hydrobiologia*, 551, 183-191.
- DAWSON F.H., P.J. RAVEN et M.J. GRAVELLE (1999). Distribution of the morphological group of aquatic plants for rivers in the U.K. *Hydrobiologia*, 415, 123-130.
- DEEGAN B.M., S.D. WHITE et G.G. GANF (2006). The influence of water level fluctuations on the growth of four emergent macrophyte species. *Aquatic Botany*, doi : 10.1016/j.aquabot.2006.11.006.
- DE MILLER S.A. et F. PROVENZA (2007). Mechanisms of resistance of freshwater macrophytes to herbivory by invasive juvenile common carp. *Freshwater Biology*, 52, 39-49.
- ELGER A., M.H. BARRAT-SEGRETAIN et N.J. WILLBY (2006). Seasonal variability in the palatability of freshwater macrophytes : a case study. *Hydrobiologia*, 570, 89-93.
- ELSER J.J. et B.L. KIMMEL (1985). Nutrient availability for phytoplankton production in a multiple-impoundment series. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42, 1359-1370.
- FERREIRA M.T. et I.S. MOREIRA (1999). River plants from an Iberian basin and environmental factors influencing their distribution. *Hydrobiologia*, 415, 101-107.
- GARCIA DE JALON D., P. SANCHEZ et J.A. CAMARGO (1994). Downstream effects of a new hydropower impoundment on macrophyte, macroinvertebrate and fish communities. *Regulated Rivers: Research & Management*, 9, 253-261.
- GAUTHIER B. (1997). Notes explicatives sur la ligne naturelle des hautes eaux. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction de la conservation et du patrimoine écologique, 26 p.
- GHAVZAN N.J., V.R. GUNALE, D.M. MAHAJAN et D.R. SHIRKE (2006). Effects of environmental factors on ecology and distribution of aquatic macrophytes. *Asian Journal of Plant Sciences*, 5, 871-880.
- GREEN J.C. (2006). Effects of macrophytes spatial variability on channel resistance. *Advances in Water Resources*, 29, 426-438.
- GURNELL A.M., M.P. VAN OOSTERHOUT, B. DE VLIET, J.M. GOODSON (2006). Reach-scale interactions between aquatic plants and physical habitat: River Frome, Dorset. *River Research and Applications*, 22, 667-680.
- HAURY J., M. JAFFRÉ, A. DUTARTRE, M.C. PELTRE, J. BARBE, M. TRÉMOLIÈRES, M. GUELLERSQUIN et S. MULLER (1998). Applications de la méthode « milieu et végétaux aquatiques fixés » à 12 rivières françaises : typologie floristique préliminaire. *Annales de Limnologie*, 34, 129-138.
- HAVENS K.E., D. FOX, S. GORNAK et C. HANLON (2005). Aquatic vegetation and largemouth bass population responses to water-level variations in Lake Okeechobee, Florida (USA). *Hydrobiologia*, 539, 225-237.

- HUDON C. (2004). Shift in wetland plant composition and biomass following low-level episodes in the St. Lawrence River: looking into the future. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61, 603-617.
- JANSSON R., C. NILSSON, M. DYNESIUS et E. ANDERSSON (2000). Effects of river regulation on river-margin vegetation: A comparison of eight boreal rivers. *Ecological Applications*, 10, 203-224.
- JOHNSON R.K., D. HERING, M.T. FURSE et P.F.M. VERDONSCHOT (2006). Indicators of ecological change: comparison of early response of four organism groups to stress gradients. *Hydrobiologia*, 566, 139-152.
- KELLY V.J. (2001). Influence of reservoirs on solute transport : a regional-scale approach. *Hydrological Processes*, 15, 1227-1249.
- KUCZYNSKA-KIPPEN N.M. et B. NAGENGAST (2006). The influence of the spatial structure of hydromacrophytes and differentiating habitat on the structure of rotifer and cladoceran communities. *Hydrobiologia*, 559, 203-212.
- KURUNC A., K. YUREKLI et C. OKMAN (2006). Effects of Kilickaya dam on concentration and load values of water quality constituents in Kelkit stream in Turkey. *Journal of Hydrology*, 317, 17-30.
- LACOUL P. et B. FREEDMAN (2006a). Relationships between aquatic plants and environmental factors along a steep Himalaya altitudinal gradient. *Aquatic Botany*, 84, 3-16.
- LACOUL P. et B. FREEDMAN (2006b). Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. *Environments Review*, 14, 89-136.
- LAJOIE F., A.A. ASSANI, A.G. ROY et M. MESFIOUI (2007). Impacts of dams on monthly flow characteristics. The influence of watershed size and seasons. *Journal of Hydrology*, 334, 423-439.
- LAJOIE F., A.A. ASSANI, M. MATTEAU, M. MESFIOUI et A.G. ROY (2006). Comparison of ecological instream and release flow downstream of dams in Quebec : The effect of dam management practices, watershed size and the season. *Water quality research journal of Canada*, 41, 263-274.
- LANGLADE L.-R. et O. DÉCAMPS (1995). Accumulation de limon et colonisation végétale d'un banc de galet. *C.R. Acad. Sci. Paris, Sciences de la vie/Life sciences*, 318, 1073-1082.
- LEGENDRE P. et L. LEGENDRE (1998). Numerical Ecology - 2nd english edition. Elsevier, Amsterdam, Pays-Bas, 853 p.
- LEWIN I. (2006). The gastropod communities in the lowland rivers of agricultural areas- Their biodiversity and bioindicative value in the Ciechanowska Upland, Central Poland. *Malacologia*, 49, 7-23.
- MARIE-VICTORIN FR. (1995). Flore Laurentienne. 3^{ème} édition révisée et annotée par Brouillet L., Hay S.G., Goulet I., Blondeau M., Cayote J. & Labrecque J. Les Presses de l'Université de Montréal, Montréal, Québec, 1093 pp.

- MARKICH S.J., A.R. KING et S.P. WILSON (2006). Non-effect of water hardness on the accumulation and toxicity of copper in a freshwater macrophyte (*Ceratophyllum demersum*): How useful are hardness-modified copper guidelines for protecting freshwater biota? *Chemosphere*, 65, 1791-1800.
- NADEN P., P. RAMESHWARAN, O. MOUNTFORD et C. ROBERTON (2006). The influence of macrophyte growth, typical of eutrophic conditions, on river flow velocities and turbulence production. *Hydrological Processes*, 20, 3915-3938.
- NAIMAN R.J., S.R. ELLIOTT, J.M. HELFIELD et T.C. O'KEEFE (2000). Biophysical interactions and the structure and dynamics of riverine ecosystems: the importance of biotic feedbacks. *Hydrobiologia*, 410, 79-86.
- NILSSON C., A. EKBLAD, M. GARDFJELL et B. CARLBERG (1991). Long-term effects of river regulation on river margin vegetation. *Journal of Applied Ecology*, 28, 963-987.
- NILSSON C., E. ANDERSSON, D.M. MERRITT et M.E. JOHANSSON (2002). Differences in riparian flora between riverbanks and river lakeshores explained by dispersal traits. *Ecology*, 83, 2878-2887.
- ONAINDIA M., I. AMEZAGA, C. GARBISU et B. GARCIA-BIKUNA (2005). Aquatic macrophytes as biological indicators of environmental conditions of rivers in north-eastern Spain. *Annales de Limnologie*, 41, 175-182.
- OWOJORI O.J., S.O. ASAOLU et I.E. OFOENZIE (2006). Ecology of freshwater snails in Opa Reservoir and research farm ponds at Obafemi Awolowo University Ile-Ife, Nigeria. *Journal of Applied Sciences*, 6, 3004-3015.
- PEDRO F., L. MALTCHIK et J.R.I. BIANCHINI (2006). Hydrologic cycle and dynamics of aquatic macrophytes in two intermittent rivers of the semi-arid region of Brazil. *Braz. J. Biol*, 66, 575-585.
- PETTS G. (1984). Impounded rivers. Perspective for ecological management. John Wiley and Sons, Chichester, UK, 326 pp.
- PIÉGAY H., G. BORNETTE, A. CITTERIO, E. HÉROUIN, B. MOULIN, et C. STATIOTIS (2000). Channel instability as a control on silting dynamics and vegetation patterns within perfluvial aquatic zones. *Hydrological Processes*, 14, 3011-3029.
- PINAY G., J.C. CLÉMENT et R.J. NAIMAN (2002). Basic principles and ecological consequences of changing water regimes on nitrogen cycling in fluvial systems. *Environnemental Management*, 30, 481-491.
- POI DE NEIFF A. et J.J. NEIFF (2006). Species richness and similarity of the invertebrates which live in floating plants on the floodplain of the river Parana Argentina. *Intersciencia*, 31, 220-225.
- POLLOCK M.M., R.J. NAIMAN et T.A. HANLEY (1998). Plant species richness in riparian wetlands – A test of biodiversity theory. *Ecology*, 79, 94-105.
- RAY A.M. et R.S. INOUE (2005). Effects of water-level fluctuations on the arbuscular mycorrhizal colonization of *Typha latifolia* L. *Aquatic Botany*, doi : 10.1016/j.aquabot.2005.10.005.

- REID M.A. et G.P. QUINN (2004). Hydrologic regime and macrophyte assemblage in temporary floodplain wetlands: implications for detecting response to environmental water allocations. *Wetlands*, 24, 586-599.
- RIIS T., B.J.F. BIGGS et M. FLANAGAN (2003). Colonisation and temporal dynamics of macrophytes in artificial stream channels with contrasting flow regimes. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 159, 77-95.
- ROBINSON B., N. KIM, M. MARCHETTI, C. MONI, L. SCHROETER, C. VAN DEN DIJSSEL, G. MILNE et B. CLOTHIER (2006). Arsenic hyperaccumulation by aquatic macrophytes in the Taupo Volcanic Zone, New Zealand. *Environmental and Experimental Botany*, 58, 206-215.
- ROLON S. et L. MALTCHIK (2006). Environmental factors as predictors of aquatic macrophyte richness and composition in wetlands of Southern Brazil. *Hydrobiologia*, 556, 221-231.
- RØRSLETT B., M. MJELDE et S.W. JOHANSEN (1989). Effects of hydropower development on aquatic macrophytes in norwegian rivers: present state of knowledge and some case studies. *Regulated Rivers: Research & Management*, 3, 19-28.
- SAND-JENSEN K. et O. PEDERSEN (1999). Velocity gradients and turbulence around macrophyte stands in streams. *Freshwater Biology*, 42, 315-328.
- SCHMIEDER K., S. WERNER et H.G. BAUER (2006). Submerged macrophytes as a food source for wintering waterbirds at Lake Constance. *Aquatic Botany*, 84, 245-250.
- STEPHAN U. et D. GUTKNECHT (2002). Hydraulic resistance of submerged flexible vegetation. *Journal of Hydrology*, 269, 27-43.
- SUNE N., G. SANCHEZ, S. CAFFARATTI et M.A. MAINE (2007). Cadmium and chromium removal kinetics from solution by two aquatic macrophytes. *Environmental Pollution*, 145, 467-473.
- SWAINE MD., J. ADOMAKO, G. AMEKA, K.A.A. DE GRAFT-JOHNSTON et M. CHEEK (2006). Forest river plants and water quality in Ghana. *Aquatic Botany*, 85, 299-308.
- TALEB A., N. BELAIDI et J. GAGNEUR (2004). Water quality before and after dam building on a heavily polluted river in semi-arid Algeria. *River Research and Applications*, 20, 943-956.
- TARDIF B., G. LAVOIE et Y. LACHANCE (2005). Atlas de la biodiversité du Québec. Les espèces menacées ou vulnérables. Gouvernement du Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du développement durable, du patrimoine écologique et des parcs, Québec, 60 p.
- TESSIER C., A. AUBIN et D. CHENEVIER (1983). Les facteurs élévation et distance dans la structure et la productivité d'une communauté riveraine de macrophytes. *Canadian Journal of Botany*, 62, 2260-2266.
- THIÉBAUT G. (2006). Aquatic macrophytes approach to assess the impacts of disturbances on the diversity of the Ecosystem and on river quality. *International Review of Hydrobiology*, 91, 483-497.

- THIÉBAUT G. et S. MULLER (1998). Les communautés de macrophytes aquatiques comme descripteurs de la qualité de l'eau : exemple de la rivière Moder. *Annales de Limnologie*, 34, 141-153.
- THIÉBAUT G., G. TIXIER, F. GUÉROLD et S. MULLER (2006). Comparison of different biological indices for the assessment of river quality: application to the upper river Moselle (France). *Hydrobiologia*, 570, 159-164.
- THOMAZ S.M., D.C. SOUZA et L.M. BINI (2003). Species richness and beta diversity of aquatic macrophytes in a large subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil): the influence of limnology and morphometry. *Hydrobiologia*, 505, 119-128.
- TREPEL M. et J.J. KIECKBUSCH (2005). Influence of macrophytes on river water levels and flood dynamics in the upper Eide river valley a riparian wetland in Northern Germany. *Ecology and Hydrobiology*, 5, 23-32.
- UEHLINGER U., B. KAWECKA et C.T. ROBINSON (2003). Effects of experimental floods on periphyton and stream metabolism below a high dam in the Swiss Alps (River Spöl). *Aquatic Sciences*, 65, 199-209.
- WHARTON G., J.A. COTTON, R.S. WOTTON, J.A.B. BASS, C.M. HEPPEL, M. TRIMMER, I.A. SANDERS et L.L. WARREN (2006). Macrophytes and suspension-feeding invertebrates modify flows and fine sediments in the Frome and Piddle catchments, Dorset (UK). *Journal of Hydrology*, 330, 171-184.
- VAN DER VALK A.G. (2005). Water-level fluctuations in North American prairie wetlands. *Hydrobiologia*, 539, 171-188.
- VAN GEEST G.J., H. WOLTERS, F.C.J.M. ROOZEN, H. COOPS, R.M.M. ROIJACKERS, A.D. BUIJSE et M. SCHEFFER (2005). Water-level fluctuations affect macrophyte richness in floodplain lakes. *Hydrobiologia*, 539, 239-248.
- WEI A. et P. CHOW-FRASER (2006). Synergetic impact of water-level fluctuation and invasion of *Glyceria* on *Typha* in a freshwater marsh of Lake Ontario. *Aquatic Botany*, 84, 63-69.
- WILCOCK R.J. et G.F. CROKER (2004). Distribution of carbon between sediment and water in macrophyte dominated lowland streams. *Hydrobiologia*, 520, 143-152.
- YEOMANS J.C. et J.M. BREMNER (1988). A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Soil Sciences and Plant analysis*, 19, 1467-1476.

Tableau 2.1. Comparaison des caractéristiques physico-chimiques de l'eau en amont et en aval du réservoir Taureau en 2004*

Table 2.1. Comparison of the physico-chemical characteristics of water upstream and downstream of Taureau reservoir in 2004

| | PT (ppb) | | NT (ppm) | | CID (ppm) | | COD (ppm) | | Alcalinité (uég/L) | | T(°C) | | ScP (mS/cm) | | pH | | DO (mg/L) | | DO (% sat.) | | MES (mg/L) | | Turbidité | | Vitesse de courant (m/s) | |
|-------------------|-------------|-------|-------------|-------|--------------|--------------|--------------|--------------|-----------------------|-------|-------|-------|----------------|-------|------|------|--------------|------|----------------|-------|---------------|-------|-----------|-----|-----------------------------|--------------|
| | Am. | Av. | Am. | Av. | Am. | Av. | Am. | Av. | Am. | Av. | Am. | Av. | Am. | Av. | Am. | Av. | Am. | Av. | Am. | Av. | Am. | Av. | Am. | Av. | Am. | Av. |
| Maximum | 20,32 | 18,65 | 0,361 | 0,442 | 2,151 | 1,549 | 9,148 | 6,650 | 139,02 | 83,27 | 21,09 | 21,70 | 0,025 | 0,024 | 7,32 | 6,81 | 8,41 | 8,90 | 96,1 | 101,1 | 3,95 | 17,33 | 3,9 | 6,4 | 2,266 | 0,790 |
| Minimum | 10,29 | 6,49 | 0,238 | 0,243 | 1,131 | 1,146 | 6,415 | 5,800 | 32,42 | 41,28 | 17,95 | 17,19 | 0,020 | 0,020 | 6,50 | 5,60 | 7,64 | 7,06 | 90,6 | 90,0 | 0,22 | 1,11 | 0,6 | 0,0 | 0,039 | 0,039 |
| Moyenne | 14,40 | 12,13 | 0,294 | 0,321 | 1,503 | 1,309 | 7,445 | 6,365 | 72,12 | 65,49 | 19,46 | 19,54 | 0,023 | 0,022 | 6,79 | 6,46 | 8,04 | 8,21 | 92,9 | 94,5 | 1,77 | 4,20 | 1,7 | 1,5 | 0,890 | 0,249 |
| Médiane | 14,44 | 12,20 | 0,300 | 0,307 | 1,472 | 1,253 | 6,947 | 6,490 | 69,84 | 68,82 | 19,55 | 19,08 | 0,023 | 0,023 | 6,76 | 6,45 | 8,07 | 8,10 | 92,8 | 95,0 | 1,33 | 3,11 | 1,5 | 1,5 | 0,958 | 0,103 |
| Écart-type | 2,74 | 3,98 | 0,042 | 0,056 | 0,311 | 0,123 | 1,049 | 0,300 | 28,90 | 13,22 | 1,38 | 1,72 | 0,002 | 0,001 | 0,26 | 0,33 | 0,27 | 0,56 | 1,7 | 4,9 | 1,06 | 4,42 | 1,0 | 1,7 | 0,680 | 0,284 |
| Total (n) | 12 | 12 | 12 | 12 | 12 | 12 | 12 | 12 | 12 | 12 | 8 | 13 | 8 | 13 | 8 | 13 | 8 | 13 | 8 | 13 | 13 | 13 | 13 | 13 | 9 | 10 |

* : Les valeurs en gras sont significativement différentes ($p < 0,05$).

Tableau 2.2. Comparaison des caractéristiques chimiques des sédiments en amont et en aval du réservoir Taureau en 2004

Table 2.2. Comparison of the chemical characteristics of sediments upstream and downstream of Taureau reservoir in 2004

| | C.O. (%) | | N (%) | | Pbray-2 (ppm) | |
|-------------------|----------|-------|-------|-------|---------------|--------|
| | Amont | Aval | Amont | Aval | Amont | Aval |
| Maximum | 18,402 | 2,628 | 0,835 | 0,104 | 75,870 | 96,667 |
| Minimum | 0,045 | 0,340 | 0,001 | 0,008 | 9,655 | 30,232 |
| Moyenne | 4,378 | 1,481 | 0,198 | 0,059 | 42,193 | 53,954 |
| Médiane | 1,473 | 1,262 | 0,062 | 0,065 | 51,810 | 50,175 |
| Écart-type | 7,880 | 0,809 | 0,358 | 0,036 | 30,583 | 20,455 |
| Total (n) | 5 | 9 | 5 | 9 | 5 | 9 |

Tableau 2.3. Comparaison des caractéristiques des communautés de macrophytes en amont et en aval du réservoir Taureau en 2004

Table 2.3. Comparison of the characteristics of the macrophyte communities upstream and downstream of Taureau reservoir in 2004

| | Nombre d'espèces | | Abondance (%) | | Espèces obligées (%) | | Espèces facultatives (%) | | Espèces terrestres (%) | |
|-------------------|------------------|------|---------------|------|----------------------|------|--------------------------|------|------------------------|------|
| | Amont | Aval | Amont | Aval | Amont | Aval | Amont | Aval | Amont | Aval |
| Maximum | 38 | 35 | 94,0 | 50,0 | 87,1 | 74,3 | 40,0 | 46,7 | 20,0 | 11,1 |
| Minimum | 10 | 9 | 23,0 | 32,0 | 40,0 | 44,4 | 9,7 | 20,8 | 3,0 | 0,0 |
| Moyenne | 21,2 | 22,0 | 56,0 | 40,9 | 69,3 | 61,0 | 25,2 | 32,9 | 5,5 | 6,1 |
| Médiane | 19,0 | 23,5 | 72,0 | 41,0 | 76,9 | 64,2 | 23,1 | 31,2 | 3,2 | 6,2 |
| Écart-type | 11,0 | 7,1 | 32,7 | 5,3 | 16,6 | 9,8 | 11,3 | 8,5 | 6,5 | 3,1 |
| Total (n) | 9 | 10 | 9 | 10 | 9 | 10 | 9 | 10 | 9 | 10 |

Tableau 2.4. Comparaison des caractéristiques physico-chimiques de l'eau en amont du réservoir Taureau en 2004 et en 2005*

Table 2.4. Comparison of the physico-chemical characteristics of water upstream of Taureau reservoir in 2004 and 2005

| | PT (ppb) | | NT (ppm) | | CID (ppm) | | COD (ppm) | | Alcalinité (uég/L) | | MES (mg/L) | | Turbidité | |
|-------------------|-------------|----------|-------------|----------|--------------|----------|--------------|----------|-----------------------|----------|---------------|----------|-----------|----------|
| | Amont 04 | Amont 05 | Amont 04 | Amont 05 | Amont 04 | Amont 05 | Amont 04 | Amont 05 | Amont 04 | Amont 05 | Amont 04 | Amont 05 | Amont 04 | Amont 05 |
| Maximum | 20,32 | 12,00 | 0,361 | 0,299 | 2,151 | 2,000 | 9,148 | 8,000 | 139,02 | 83,00 | 3,95 | 2,25 | 3,9 | 1,8 |
| Minimum | 10,29 | 6,00 | 0,238 | 0,239 | 1,131 | 1,300 | 6,415 | 6,400 | 32,42 | 42,00 | 0,22 | 0,38 | 0,6 | 0,7 |
| Moyenne | 14,40 | 8,67 | 0,294 | 0,269 | 1,503 | 1,683 | 7,445 | 7,217 | 72,12 | 56,13 | 1,66 | 1,21 | 1,5 | 1,35 |
| Médiane | 14,44 | 9,00 | 0,300 | 0,266 | 1,472 | 1,800 | 6,947 | 7,400 | 69,84 | 51,00 | 1,33 | 1,19 | 1,4 | 1,35 |
| Écart-type | 2,74 | 2,30 | 0,042 | 0,023 | 0,311 | 0,248 | 1,049 | 0,688 | 28,90 | 16,17 | 1,03 | 0,65 | 0,9 | 0,4 |
| Total (n) | 12 | 6 | 12 | 6 | 12 | 6 | 12 | 6 | 12 | 8 | 12 | 6 | 12 | 6 |

* : Les valeurs en gras sont significativement différentes ($p < 0,05$).

Tableau 2.5. Comparaison des caractéristiques physico-chimiques de l'eau en aval du réservoir Taureau en 2004 et en 2005*

Table 2.5. Comparison of the physico-chemical characteristics of water downstream of Taureau reservoir in 2004 and 2005

| | PT (ppb) | | NT (ppm) | | CID (ppm) | | COD (ppm) | | Alcalinité (uéq/L) | | MES (mg/L) | | Turbidité | |
|-------------------|--------------|-------------|-------------|---------|--------------|---------|--------------|--------------|-----------------------|---------|---------------|-------------|-----------|---------|
| | Aval 04 | Aval 05 | Aval 04 | Aval 05 | Aval 04 | Aval 05 | Aval 04 | Aval 05 | Aval 04 | Aval 05 | Aval 04 | Aval 05 | Aval 04 | Aval 05 |
| Maximum | 18,65 | 9,00 | 0,442 | 0,371 | 1,549 | 1,900 | 6,650 | 6,200 | 83,27 | 83,00 | 17,33 | 1,75 | 6,4 | 1,9 |
| Minimum | 6,49 | 4,00 | 0,243 | 0,270 | 1,146 | 1,400 | 5,800 | 5,300 | 41,28 | 42,00 | 1,11 | 0,38 | 0,0 | 0,6 |
| Moyenne | 12,13 | 5,75 | 0,321 | 0,276 | 1,309 | 1,600 | 6,365 | 5,738 | 65,49 | 56,13 | 4,20 | 0,83 | 1,5 | 1,2 |
| Médiane | 12,20 | 6,00 | 0,307 | 0,263 | 1,253 | 1,550 | 6,490 | 5,750 | 68,82 | 51,00 | 3,11 | 0,63 | 1,5 | 1,2 |
| Écart-type | 3,98 | 1,75 | 0,056 | 0,056 | 0,123 | 0,185 | 0,300 | 0,288 | 13,22 | 16,17 | 4,42 | 0,49 | 1,7 | 0,5 |
| Total (n) | 12 | 8 | 12 | 8 | 12 | 8 | 12 | 8 | 12 | 8 | 13 | 8 | 13 | 8 |

* : Les valeurs en gras sont significativement différentes ($p < 0,05$).

Tableau 2.6. Comparaison des caractéristiques des communautés de macrophytes en amont du réservoir en 2004 et en 2005*

Table 2.6. Comparison of the characteristics of macrophyte communities upstream of Taureau reservoir in 2004 and 2005

| | Nombre d'espèces | | Abondance (%) | | Espèces obligées (%) | | Espèces facultatives (%) | | Espèces terrestres (%) | |
|-------------------|------------------|-----------|---------------|----------|----------------------|-------------|--------------------------|----------|------------------------|-------------|
| | Amont 04 | Amont 05 | Amont 04 | Amont 05 | Amont 04 | Amont 05 | Amont 04 | Amont 05 | Amont 04 | Amont 05 |
| Maximum | 38 | 31 | 94,0 | 95,0 | 87,1 | 67,9 | 40,0 | 41,9 | 20,0 | 42,0 |
| Minimum | 10 | 55 | 23,0 | 34,0 | 40,0 | 34,0 | 9,7 | 22,7 | 3,0 | 5,4 |
| Moyenne | 21 | 47 | 56,0 | 68,3 | 69,3 | 58,3 | 25,2 | 28,7 | 5,5 | 13,1 |
| Médiane | 19 | 48 | 72,0 | 73,0 | 76,9 | 62,2 | 23,1 | 26,8 | 3,2 | 8,5 |
| Écart-type | 11,0 | 7,6 | 32,7 | 19,3 | 16,6 | 10,6 | 11,3 | 6,0 | 6,5 | 11,4 |
| Total (n) | 9 | 9 | 9 | 9 | 9 | 9 | 9 | 9 | 9 | 9 |

* : Les valeurs en gras sont significativement différentes ($p < 0,05$).

Tableau 2.7. Comparaison des caractéristiques des communautés de macrophytes en aval du réservoir en 2004 et en 2005*

Table 2.7. Comparison of the characteristics of macrophyte communities downstream of Taureau reservoir in 2004 and 2005

| | Nombre d'espèces | | Abondance (%) | | Espèces obligées (%) | | Espèces facultatives (%) | | Espèces terrestres (%) | |
|-------------------|------------------|-------------|---------------|---------|----------------------|---------|--------------------------|---------|------------------------|-------------|
| | Aval 04 | Aval 05 | Aval 04 | Aval 05 | Aval 04 | Aval 05 | Aval 04 | Aval 05 | Aval 04 | Aval 05 |
| Maximum | 35 | 50 | 25,0 | 95,0 | 74,3 | 68,8 | 46,7 | 39,0 | 11,1 | 27,1 |
| Minimum | 9 | 32 | 98,0 | 30,0 | 44,4 | 37,5 | 20,8 | 20,9 | 0,0 | 6,3 |
| Moyenne | 22,0 | 40,9 | 73,9 | 77,1 | 61,0 | 58,7 | 32,9 | 28,6 | 6,1 | 12,7 |
| Médiane | 23,5 | 41,0 | 82,5 | 84,5 | 64,2 | 61,8 | 31,2 | 29,0 | 6,2 | 10,4 |
| Écart-type | 7,1 | 5,3 | 25,8 | 19,9 | 9,8 | 10,5 | 8,5 | 5,5 | 3,1 | 7,6 |
| Total (n) | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 |

* : Les valeurs en gras sont significativement différentes ($p < 0,05$)

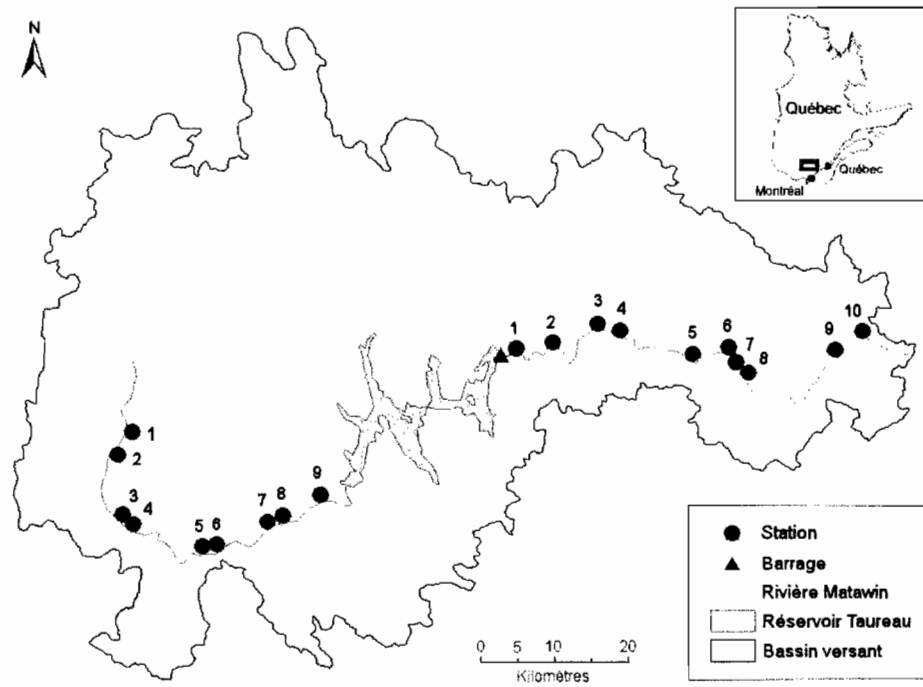


Figure 2.1. Localisation des stations d'échantillonnage (bassin versant de la rivière Matawin, Québec)

Figure 2.1. Localisation of the sample stations (Matawin river's watershed, Quebec)

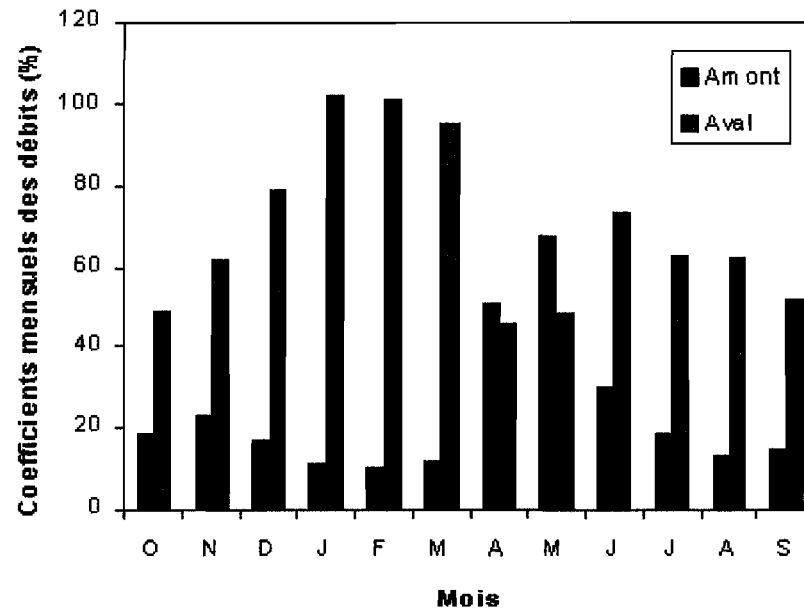
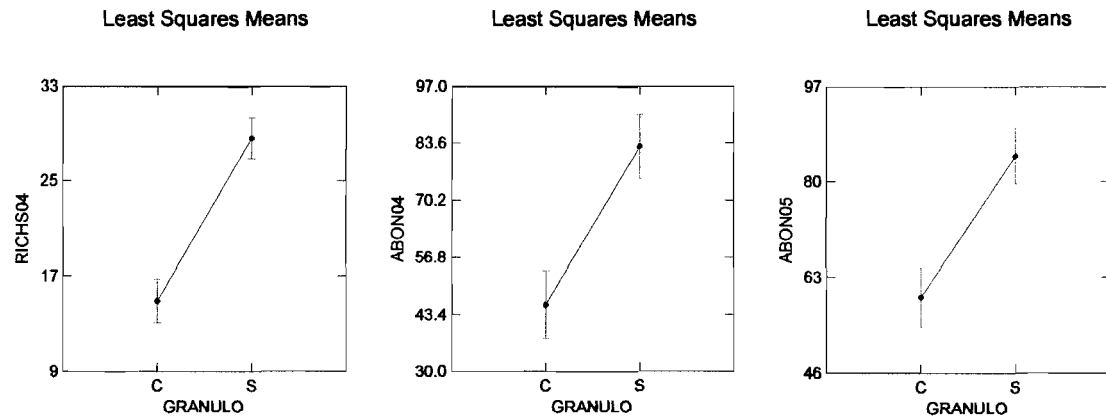
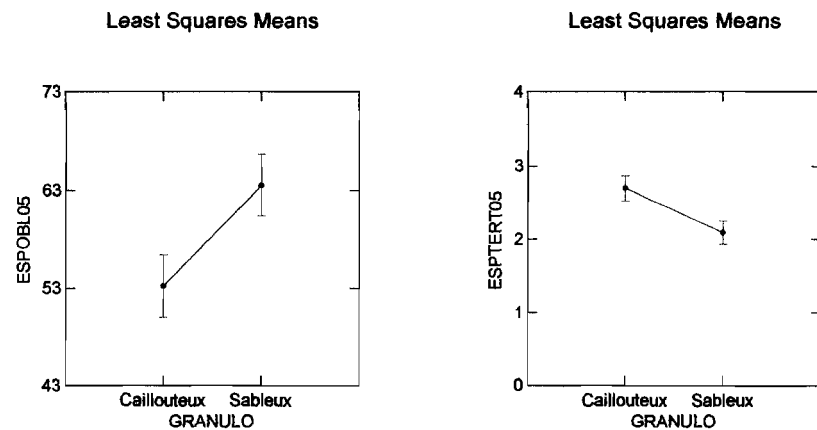


Figure 2.2. Coefficients mensuels des débits en amont et en aval du barrage de Matawin (1930-1990)

Figure 2.2. Monthly flow coefficients upstream and downstream of Matawin dam (1930-1990)



(a) $p < 0,01$



(b) $p < 0,05$

Figure 2.3. Résultats significatifs de la comparaison (a) de la richesse spécifique, de l'abondance (b) et des groupes écologiques des macrophytes en fonction de la granulométrie (analyse de variance)

Figure 2.3. Significant results from the comparison (a) of species richness, abundance (b) and ecological groups of macrophytes in relation with granulometry (variance analysis)

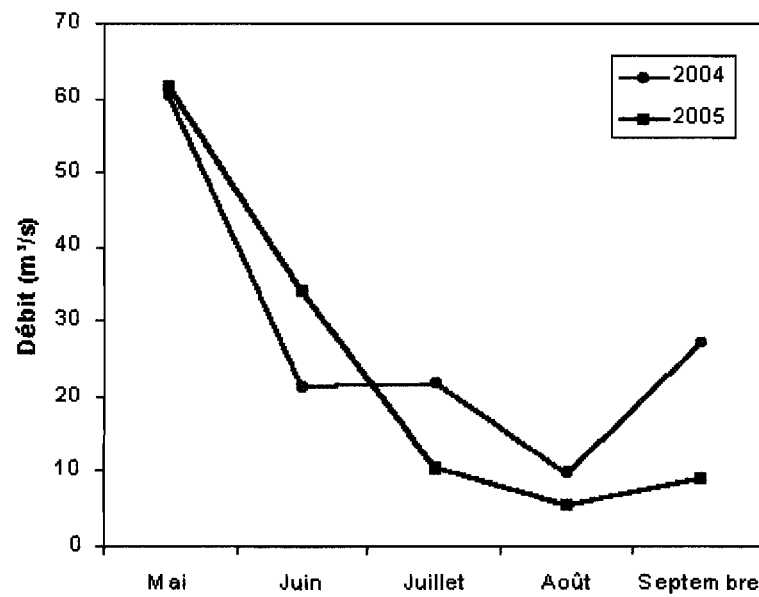
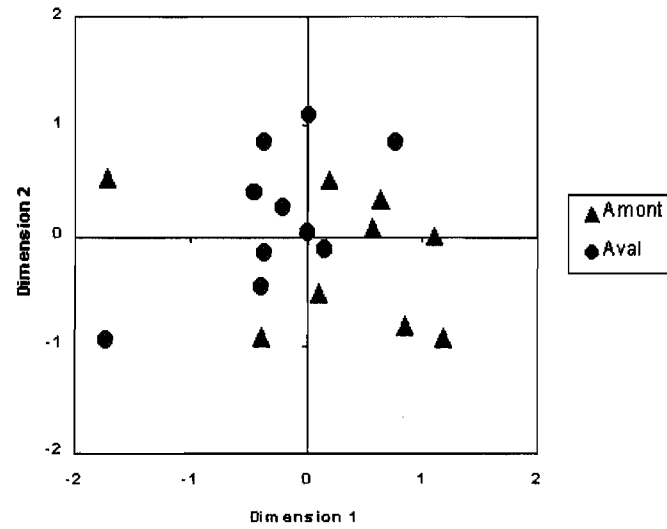
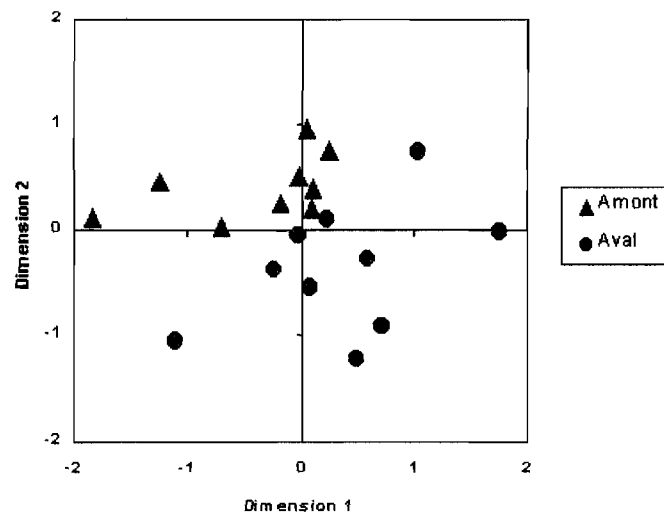


Figure 2.4. Débits mensuels moyens en amont du réservoir Taureau de mai à septembre 2004 et 2005

Figure 2.4. Average monthly flows upstream and downstream of Taureau reservoir from mai to september 2004 and 2005



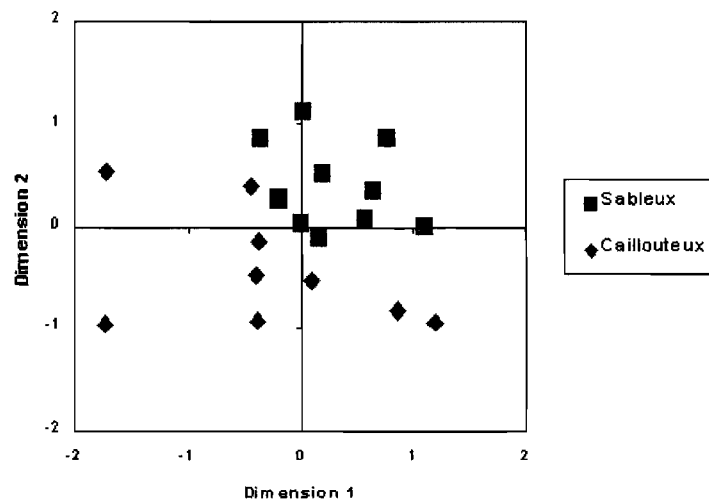
(a)



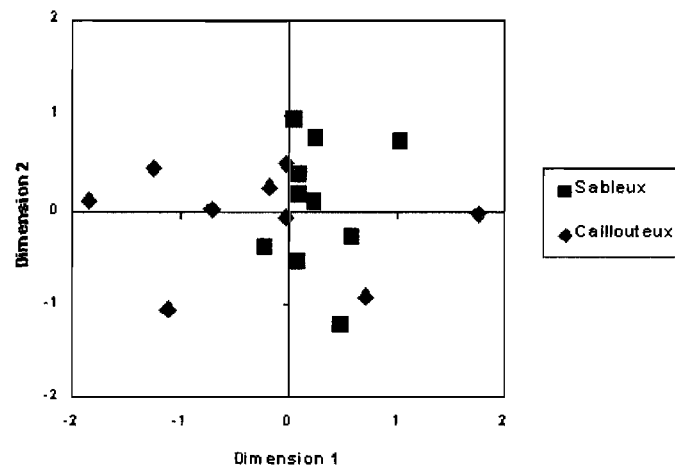
(b)

Figure 2.5. Distribution relative des stations en 2004 (a) et en 2005 (b) selon la similitude dans la composition des espèces en relation avec les secteurs

Figure 2.5. Relative distribution of sample stations in 2004 (a) and 2005 (b) according to the similarity in the species composition in relation with sectors



(a)



(b)

Figure 2.6. Distribution relative des stations en 2004 (a) et en 2005 (b) selon la similitude dans la composition des espèces en relation avec la granulométrie

Figure 2.6. Relative distribution of sample stations in 2004 (a) and 2005 (b) according to the similarity in the species composition in relation with granulometry

ANNEXE A

Directives aux auteurs

GUIDE AUX AUTEURS

La *Revue des Sciences de l'Eau*, revue publiée par voie électronique (www.rse.quebec.ca), invite les auteurs à lui soumettre des articles dans les divers domaines théoriques et appliqués des sciences de l'eau et de l'environnement. La *Revue* publie des contributions dans les champs thématiques suivants : l'hydrologie; l'hydrogéologie et la gestion des ressources en eau; la qualité physico-chimique des eaux souterraines et des eaux de surface; l'hydrobiologie, la microbiologie, la toxicologie et l'écotoxicologie; la structure et le fonctionnement des écosystèmes aquatiques; la qualité et le traitement de l'eau potable; l'assainissement des eaux usées municipales et industrielles; ainsi que les aspects socio-économiques et juridiques de la gestion de l'eau.

Les textes soumis peuvent prendre la forme d'**articles de recherche** (résultats inédits de recherche), d'**articles de synthèse** (revues critiques de la littérature récente), de **notes de recherche** (communications courtes), de **tribunes libres** (expression libre d'opinion sur un sujet d'actualité) ou de **commentaires** sur des articles publiés dans la *Revue*. Les textes devront être écrits en **français** ou en **anglais**. Dans le cas d'**articles de synthèse**, les auteurs potentiels sont invités à soumettre préalablement leur plan d'article aux directeurs scientifiques, pour avis.

Tous les manuscrits devront être préparés conformément aux instructions qui suivent et envoyés obligatoirement sous forme de fichiers informatisés, directement à l'une des deux adresses suivantes, selon leur provenance :

(Europe, Afrique)

Professeur Michel Baudu
Directeur scientifique
Revue des Sciences de l'Eau
Laboratoire des sciences de l'eau
et de l'environnement
Faculté des Sciences
Université de Limoges
123, rue Albert-Thomas
87060 Limoges
FRANCE

Tél.: 33.5 55 45 73 67
Fax: 33.5.49.45.37.68
Courriel : michel.baudu@unilim.fr

(Amériques, Asie Pacifique)

Professeur Peter G.C. CAMPBELL
Directeur scientifique
Revue des Sciences de l'Eau
INRS-ETE
Université du Québec
490, rue de la Couronne
Québec (Québec)
CANADA G1K 9A9

Tél. : (418) 654-2538
Fax : (418) 654-2600
Courriel : peter.campbell@ete.inrs.ca

Les éditeurs scientifiques se réservent le droit de retourner aux auteurs avant instruction les manuscrits qui ne se conformeraient pas aux normes décrites plus bas. Les auteurs sont invités à lire ces normes et à s'y conformer afin de minimiser les délais de traitement de leur manuscrit.

Les textes soumis pour publication ne devront pas avoir été publiés dans une autre revue ou proposés ailleurs pour publication. Lors de la réception du texte, l'auteur correspondant reçoit un numéro d'identification qu'il convient de rappeler lors de toute correspondance ultérieure. Les articles de recherche, les articles de synthèse et les notes de recherche seront examinés par deux ou trois réviseurs qualifiés de la communauté scientifique internationale. Les tribunes libres ainsi que les commentaires sont évalués par les directeurs scientifiques de la *Revue*.

À la fin de l'instruction, la synthèse des commentaires des réviseurs et la décision éditoriale sont envoyées à l'auteur correspondant qui dispose, sauf en cas de rejet définitif, d'un délai maximum de 90 jours pour envoyer la version corrigée. La deuxième version doit être accompagnée d'une réponse argumentée aux commentaires des réviseurs.

Après acceptation de l'article et sa mise en page, une épreuve en format Adobe® PDF est envoyée pour relecture aux auteurs. Ceux-ci doivent retourner les ultimes corrections typographiques dans un délai n'excédant pas sept jours.

NORMES DE PRÉSENTATION

Le manuscrit doit être rédigé en double interligne avec des marges de 2,5 cm (1 po) en format de papier US Lettre (norme nord-américaine) ou A4 (norme européenne). Le texte doit être écrit en police Arial (10 points) avec des espacements de 6 points avant et après chaque paragraphe. Chaque ligne du texte doit être numérotée consécutivement, afin de faciliter le travail des réviseurs. De préférence les textes seront préparés avec des versions récentes des logiciels MS-Word ou WordPerfect, ou convertis en fichiers Adobe® PDF.

Chaque page du manuscrit doit être numérotée (page de titre incluse) en bas de chaque page et au centre. Un article de recherche ne doit pas dépasser 10 000 mots (figures et tableaux inclus), alors qu'une note de recherche ou une tribune libre ne doit pas excéder 4 000 mots.

Le texte des articles de synthèse pourra être présenté différemment, en fonction du domaine couvert et de la spécificité du sujet, mais ne doit pas dépasser 20 000 mots.

Les commentaires (maximum 1 000 mots) sur un article publié dans la *Revue* doivent être soumis dans un maximum de six (6) mois après la parution de l'article.

Les figures et les tableaux doivent être considérés dans le calcul de la longueur du manuscrit; chaque figure / tableau correspond en moyenne à 400 mots.

Les manuscrits devront satisfaire aux exigences suivantes :

Page de titre

Noms et prénoms des auteurs, adresses postales complètes, adresses électroniques, numéros de téléphone et de télécopieur de l'auteur correspondant devront figurer sur la page de titre. Un astérisque devra être accolé au nom de l'auteur à qui doit être adressée la correspondance. Suivront le titre de l'article, le titre traduit dans l'autre langue officielle de la *Revue*, ainsi qu'un titre court (50 caractères maximum), dans la langue de l'article, destiné au haut de la page recto dans la *Revue*.

Résumés

Les articles de recherche, les articles de synthèse et les notes de recherche comprendront un résumé (250 à 300 mots) dans la langue employée pour l'article lui-même et un résumé également de 250 à 300 mots dans l'autre langue. Les tribunes libres seront publiées intégralement dans les deux langues, sans résumé. Les résumés doivent décrire le but de l'article, la méthodologie et les principaux résultats. Dans la mesure du possible, on évitera d'y inclure des équations chimiques, formules mathématiques complexes et les acronymes qui devront alors être mis entre parenthèses à la suite de son développement (ex.: Carbone Organique Dissous (COD)). Les citations dans les résumés sont également à proscrire.

Mots clés

Les mots clés (5 à 8), en français et en anglais, suivront les résumés, sans acronymes.

Corps du texte

Le corps du texte est généralement composé des sections principales suivantes : INTRODUCTION, MATÉRIELS ET MÉTHODES, RÉSULTATS ET DISCUSSION, CONCLUSION, RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES. D'éventuels REMERCIEMENTS se placent après la CONCLUSION. Les titres des sections principales (niveau 1) sont écrits en lettres majuscules (police Arial, 11 points, caractère gras) avec numérotation (1) Les titres des sous-sections (niveau 2) sont présentés en lettres minuscules (sauf la première lettre en majuscule) avec une police Arial de 11 points (espacements de 6 points avant

et après chaque paragraphe), en caractère gras et avec numérotation (1.1). Par la suite, les titres de sous-sections de niveau 3 sont présentés en lettres minuscules (sauf la première lettre en majuscule) avec une police Arial de 10 points (espacements de 6 points avant et après chaque paragraphe) et en caractère gras, en faisant suivre la numérotation (1.1.1, 1.1.1.1).

Références bibliographiques

À l'intérieur du texte, les références doivent être signalées de la manière suivante : « D'après COUTURE et BOUCHARD (1991) » ou « les études récentes (SYLVESTRE *et al.*, 1998) montrent que », la date de publication entre parenthèses après le nom du ou des auteurs. Dans le cas de citations de trois auteurs et plus, utiliser l'abréviation « *et al.* », comme dans l'exemple précédent. Lors de citations multiples, placer les références en ordre alphabétique. À la fin du texte, après les sections CONCLUSION et REMERCIEMENTS, la liste des références doit être préparée par ordre alphabétique d'auteurs. Les mentions telles que « article soumis » doivent être proscrites. On doit toujours faire usage de l'abréviation internationale du titre du périodique indiquée en italique. Voir les exemples ci-après :

Articles dans des périodiques

BAILEY S.E., T.J. OLIN, R.M. BRICKA et D.D. ADRIAN (1999). A review of potentially low-cost sorbents for heavy metals. *Water Res.*, 33, 2469-2479.

Livres

STUMM W. et J.J. MORGAN (1981). *Aquatic chemistry*. Wiley/Interscience, New York, NY, USA, 780 p.

Chapitres de livres

BERTUCCI J.J. et S.J. SEDITA (1992). Microbiology of sludge. Dans : *Municipal sewage sludge management: processing, utilization and disposal*. LUE-HING C., D.R. ZENZ et T. KUCHENRITTER (Éditeurs), Water Quality Management Library, Vol. 4, Technomic Publishing Co., Lancaster, PA, USA, Chap. 4, pp. 139-179.

Comptes rendus de congrès

BEAUREGARD J.P. et A. BOUTARD (1993). Étude prospective du potentiel de valorisation énergétique des eaux usées : étude de cas. 16^e *Symposium international sur le traitement des eaux usées*, AQTE, 9 au 11 novembre, Montréal, QC, Canada, Compte rendu, pp. 53-62.

Rapports scientifiques

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1989). *Needs survey of municipal wastewater treatment facilities*. U.S. Environmental Protection Agency, EPA 430/09-89-001, Cincinnati, OH, USA, 79 p.

Thèses

LEFEBVRE E. (1990). *Coagulation des substances humiques aquatiques par le fer ferrique en milieu aqueux*. Effet de la préoxydation. Thèse de Doctorat, Univ. Poitiers, France, 220 p.

Brevets

KOVACKS G.L. (1992). *Process for enhancing the dewaterability of waste sludge from microbiological digestion*. Brevet américain, No. 5,087,378.

Sites Internet

Ministère québécois des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs (2005). *Caractéristiques des données descriptives et géométriques : Information hydrogéologique (SIH)*. http://sigeom.mrnfp.gouv.qc.ca/signet/html/aide/I3202_aideEntt_PU.htm (consultation le 20 février 2006).

Tableaux

Les tableaux doivent être présentés sur des pages séparées, en double interligne en caractère Arial de 10 points. Ils sont numérotés en chiffres arabes et surmontés d'un court titre en français et en anglais. Les tableaux doivent être élaborés à l'aide des fonctions automatisées de préparation de tableaux des logiciels Microsoft Word ou WordPerfect. Autant que possible, la largeur des tableaux correspondra à la largeur totale disponible entre les marges (utiliser le format paysage si le tableau est trop large). Les tableaux seront placés après la présentation de la section RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.

Exemple de tableau:

Tableau 1. **Enlèvement du plomb de la solution synthétique de Pb ($Pb_i = 0,25 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$, $pH_i = 2,0$) après 24 h d'adsorption en présence de $15 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ d'écaillés de cacao modifiées (moyenne \pm écart type)**

Table 1. **Lead removal from the synthetic Pb solution ($Pb_i = 0.25 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$, $pH_i = 2.0$) after 24 h of sorption using $15 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ of modified cocoa shells (mean \pm standard deviation)**

| Traitements | pH_f | Pb_f ($\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$) | Enlèvement (%) | Pb adsorbé ($\text{mmol}\cdot\text{kg}^{-1}$) |
|------------------------|-----------------|---|-------------------|--|
| Aucun | $3,61 \pm 0,10$ | $0,011 \pm 0,001$ | $95,8 \pm 0,1$ | $16,7 \pm 0,1$ |
| COOH bloqué | $2,34 \pm 0,01$ | $0,177 \pm 0,017$ | $32,1 \pm 6,6$ | $5,6 \pm 1,2$ |
| NH ₂ bloqué | $2,29 \pm 0,01$ | $0,066 \pm 0,008$ | $74,9 \pm 2,9$ | $13,0 \pm 0,5$ |
| PO ₄ bloqué | $3,23 \pm 0,03$ | $0,014 \pm 0,002$ | $94,8 \pm 0,9$ | $16,5 \pm 0,2$ |

Figures

Les figures comprennent les graphiques, les dessins, les cartes, et les photographies, en noir et blanc ou en couleur. Les figures doivent être à leurs dimensions finales de publication, nettement lisibles et porter des titres en français et en anglais. Elles sont numérotées en chiffres arabes, mais leur numérotation sera distincte de celle des tableaux. Lorsque la figure comporte plusieurs graphiques, chacun devra être identifié par une lettre centrée sous la figure (ex. : (a), (b), etc.).

Les titres des figures seront reportés sur une page à part, intitulée «*Titres des figures*». Les figures sont exigées dès l'envoi initial sous forme numérique (*.eps, *.tif, *.jpg), **compilées dans des fichiers séparés du texte du manuscrit**. Pour les figures numérisées à l'aide d'un «scanner», le format *.tif doit être utilisé de préférence. Un fichier est requis pour chaque figure. Les titres des fichiers de figures doivent être indiqués par le nom du premier auteur et le numéro de la figure (ex. : Fig 1 – Fiset).

Le texte des figures doit être rédigé en caractère Arial gras. Les figures ne doivent comporter ni titre ni encadrement. Les couleurs des éléments de la figure devront être choisies de façon à permettre qu'une reproduction en noir et blanc sur papier soit lisible et intelligible en regard de la légende proposée. Les graduations des axes des «X» et des «Y» doivent être placées du côté extérieur des figures. Si possible, la présentation des symboles doit être intégrée à l'intérieur des figures.

Les auteurs doivent veoir à ne pas surcharger leur figure et à faire en sorte que les lecteurs puissent facilement distinguer les différentes informations qui y sont présentées. Utiliser des symboles ou des types de trait facilement discernables pour permettre aux lecteurs de distinguer les différentes courbes. Les unités utilisées pour les variables en abscisse et en ordonnée doivent être précisées dans le libellé des axes. Le nombre total de tableaux et de figures est limité à un maximum de 12 (tableaux + figures). Une figure composée de plusieurs graphiques (ex. Figure 2 avec 5 graphiques) compte pour le nombre de graphiques constituant la figure.

Veuillez noter que dans les exemples suivants les titres des figures se trouvent sous ces dernières. Lors de la soumission d'un manuscrit, les titres des figures devront être regroupés sur une page intitulée «Titres des figures» placée à la fin du manuscrit après les Tableaux.

Exemple de figure :

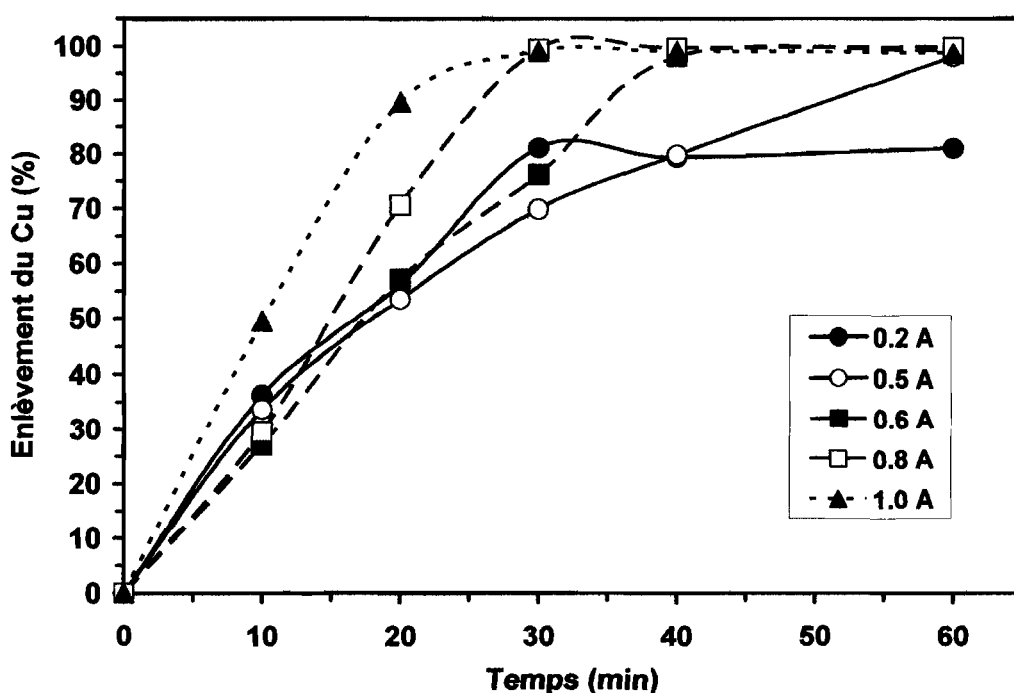


Figure 1. Enlèvement du cuivre d'un lixiviat de sol ($Pb_i = 0,34 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$, $pH_i = 2,2$) par électrocoagulation à différentes intensités de courant

Figure 1. Copper removal from a soil leachate ($Pb_i = 0.34 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$, $pH_i = 2.2$) by electrocoagulation treatment using different current intensities

Exemple de figure :

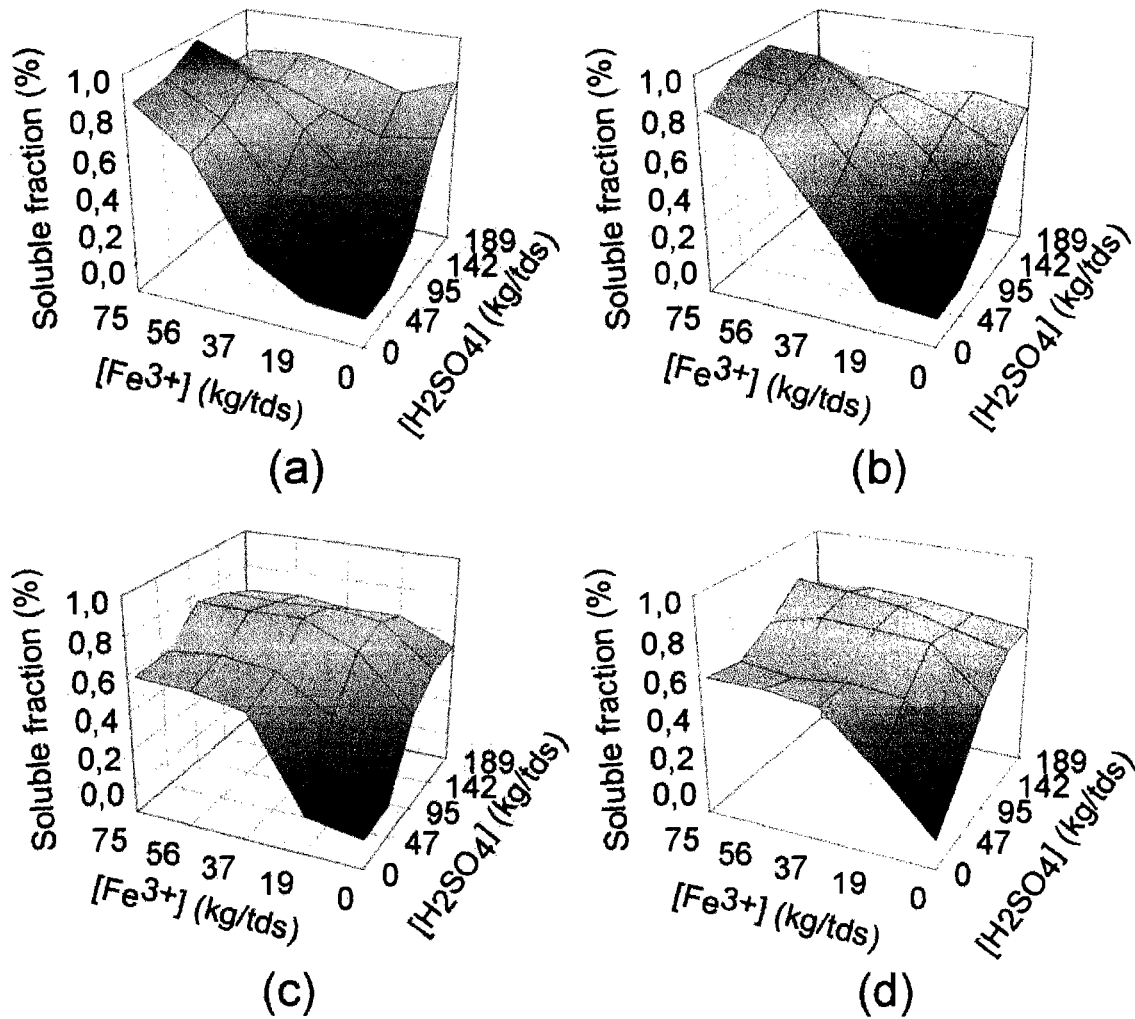


Figure 2. Fraction soluble du zinc après traitement avec différentes concentrations de réactifs (Fe^{3+} et H_2SO_4) (kg tds $^{-1}$) et à quatre concentrations spécifiques de H_2O_2 : (a) 8 kg H_2O_2 tds $^{-1}$; (b) 16 kg H_2O_2 tds $^{-1}$; (c) 24 kg H_2O_2 tds $^{-1}$; (d) 32 kg H_2O_2 tds $^{-1}$.

Figure 2. Zinc soluble fraction after treatment with different reagents (Fe^{3+} and H_2SO_4) concentrations (kg tds $^{-1}$) at four specific H_2O_2 concentrations: (a) 8 kg H_2O_2 tds $^{-1}$; (b) 16 kg H_2O_2 tds $^{-1}$; (c) 24 kg H_2O_2 tds $^{-1}$; (d) 32 kg H_2O_2 tds $^{-1}$.

Équations et formules

Les équations et formules seront clairement établies et centrées entre les marges. Les numéros d'identification seront placés en chiffres arabes entre parenthèses à l'alignement de la marge droite du texte. Procédez de la même façon pour les équations de réactions chimiques. Les symboles utilisés dans les équations doivent être définis dans le corps du texte qui suit l'équation. L'utilisation de **MathType** est fortement recommandée. Éviter d'écrire les équations en mode texte.

Exemple d'équation:

$$U_A = \sqrt{2g(h_B - h_A)} \quad (1)$$

où U_A représente la vitesse, g l'accélération gravitationnelle et h_A et h_B les hauteurs aux sections A et B.

Noms taxonomiques

Les taxons doivent être désignés conformément aux indications du *Germplasm Resources Information Network - (GRIN)*, accessible à (<http://www.ars-grin.gov/cgi-bin/npgs/html/genform.pl>). La première fois que le nom de l'espèce apparaît dans le texte, on doit écrire intégralement le nom générique et le nom spécifique; dans la suite du texte, on écrira seulement l'initiale du nom générique, suivie du nom spécifique en entier (ex. : *Escherichia coli* la première fois, puis *E. coli* par la suite).

Divers

Un acronyme doit être explicité clairement lors de sa première utilisation dans le texte.

En français, les décimales sont décrites en utilisant la virgule, alors que pour les textes en anglais, le point est utilisé pour désigner les décimales. Les dates doivent être présentées en anglais comme en français selon la séquence jour-mois-année (par exemple 3 janvier 2003).

Unités de mesures et abréviations

Les unités de mesures et les abréviations utilisées doivent être conformes au système international (SI).

ANNEXE B

Synthèse des données échantillonnées

Physico-chimie de l'eau 2004

Mesure à l'hydrolab (relevé de terrain) : pH, température, conductivité et oxygène dissous.

- Amont : stations 1, 3, 6 et 7 : 1 relevé en juin et 1 relevé en juillet;
nombre d'échantillons total (n) = 8.
- Aval : stations 1, 2, 3 et 8 : 1 relevé par mois de juin à août;
station 10 : 1 relevé en août;
nombre d'échantillons total (n) = 13.

Prélèvement d'eau en bouteille (analyse en laboratoire) : PT, NT, CID, COD et alcalinité.

- Amont : stations 1, 3, 6 et 7 : 1 relevé par mois de juin à août;
nombre d'échantillons total (n) = 12.
- Aval : stations 1, 2, 3, et 8 : 1 relevé par mois de juin à août;
nombre d'échantillons total (n) = 12.

Prélèvement d'eau en bouteille (analyse en laboratoire) : MES et turbidité.

- Amont : stations 1, 3, 6 et 7 : 1 relevé par mois de juin à août;
nombre d'échantillons total (n) = 12.
- Aval : stations 1, 2 et 3 : 1 relevé par mois de juin à août;
station 5 : 1 relevé en juin;
station 8 : 1 relevé en juin et 1 relevé en août;
station 10 : 1 relevé en août;
nombre d'échantillons total (n) = 13.

Vitesse de courant (relevé de terrain) : révolution / 40 sec. (transformé en m / sec.)

- Amont : 9 stations : 1 relevé en août;
nombre d'échantillons total (n) = 9.
- Aval : 10 stations : 1 relevé en août;
nombre d'échantillons total (n) = 10.

Physico-chimie de l'eau 2005

Prélèvement d'eau en bouteille (analyse en laboratoire) : PT, NT, CID, COD et alcalinité.

- Amont : stations 1, 3 et 6 : 1 relevé en juin et 1 relevé en août;
nombre d'échantillons total (n) = 6.

- Aval : stations 1, 3, 8 et 10 : 2 relevés en août;
nombre d'échantillons total (n) = 8.

Prélèvement d'eau en bouteille (analyse en laboratoire) : MES et turbidité.

- Amont : stations 1, 3 et 6 : 1 relevé en juin et 1 relevé en août;
nombre d'échantillons total (n) = 6.
- Aval : stations 1, 3, 8 et 10 : 2 relevés en août;
nombre d'échantillons total (n) = 8.

Physico-chimie des sédiments 2004

Prélèvement de sédiments (analyse en laboratoire) : CO, N et Pbray-2.

- Amont : stations 2, 4, 5, 8 et 9 : 1 relevé en août;
nombre d'échantillons total (n) = 5.
- Aval : stations 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 9 et 10 : 1 relevé en août;
nombre d'échantillons total (n) = 9.

Pente du lit mineur (relevé de terrain) : moyenne de deux mesures.

- Amont : 9 stations : 1 relevé en août;
nombre d'échantillons total (n) = 9.
- Aval : 10 stations : 1 relevé en août;
nombre d'échantillons total (n) = 10.

Communautés de macrophytes 2004 et 2005

Végétation (relevé de terrain) : cueillette de spécimens de chacune des espèces présentes (en tenant compte de la toposéquence), détermination du recouvrement de la végétation.

- Amont : 9 stations : 1 relevé entre juillet et août;
nombre d'échantillons total (n) = 9.
- Aval : 10 stations : 1 relevé entre juillet et août;
nombre d'échantillons total (n) = 10.

Physico-chimie de l'eau de la rivière Matawin en amont et en aval du réservoir Taureau en 2004

| | PT (ppb) | | NT (ppm) | | CID (ppm) | | COD (ppm) | | Alcalinité (uéq/L) | |
|-------------------|----------|-------|----------|-------|-----------|-------|-----------|-------|--------------------|-------|
| | Amont | Aval | Amont | Aval | Amont | Aval | Amont | Aval | Amont | Aval |
| Maximum | 20,32 | 18,65 | 0,361 | 0,442 | 2,151 | 1,549 | 9,148 | 6,650 | 139,02 | 83,27 |
| Minimum | 10,29 | 6,49 | 0,238 | 0,243 | 1,131 | 1,146 | 6,415 | 5,800 | 32,42 | 41,28 |
| Moyenne | 14,40 | 12,13 | 0,294 | 0,321 | 1,503 | 1,309 | 7,445 | 6,365 | 72,12 | 65,49 |
| Médiane | 14,44 | 12,20 | 0,300 | 0,307 | 1,472 | 1,253 | 6,947 | 6,490 | 69,84 | 68,82 |
| Écart-type | 2,74 | 3,98 | 0,042 | 0,056 | 0,311 | 0,123 | 1,049 | 0,300 | 28,90 | 13,22 |
| Total (n) | 12 | 12 | 12 | 12 | 12 | 12 | 12 | 12 | 12 | 12 |

| | T(°C) | | ScP (mS/cm) | | pH | | DO (mg/L) | | DO (% sat.) | |
|-------------------|-------|-------|-------------|-------|-------|------|-----------|------|-------------|-------|
| | Amont | Aval | Amont | Aval | Amont | Aval | Amont | Aval | Amont | Aval |
| Maximum | 21,09 | 21,70 | 0,025 | 0,024 | 7,32 | 6,81 | 8,41 | 8,90 | 96,1 | 101,1 |
| Minimum | 17,95 | 17,19 | 0,020 | 0,020 | 6,50 | 5,60 | 7,64 | 7,06 | 90,6 | 90,0 |
| Moyenne | 19,46 | 19,54 | 0,023 | 0,022 | 6,79 | 6,46 | 8,04 | 8,21 | 92,9 | 94,5 |
| Médiane | 19,55 | 19,08 | 0,023 | 0,023 | 6,76 | 6,45 | 8,07 | 8,10 | 92,8 | 95,0 |
| Écart-type | 1,38 | 1,72 | 0,002 | 0,001 | 0,26 | 0,33 | 0,27 | 0,56 | 1,7 | 4,9 |
| Total (n) | 8 | 13 | 8 | 13 | 8 | 13 | 8 | 13 | 8 | 13 |

| | MES (mg/L) | | Turbidité | | Vitesse de courant (m/s) | |
|-------------------|------------|-------|-----------|------|--------------------------|-------|
| | Amont | Aval | Amont | Aval | Amont | Aval |
| Maximum | 3,95 | 17,33 | 3,9 | 6,4 | 2,266 | 0,790 |
| Minimum | 0,22 | 1,11 | 0,6 | 0,0 | 0,039 | 0,039 |
| Moyenne | 1,66 | 4,20 | 1,5 | 1,5 | 0,890 | 0,249 |
| Médiane | 1,33 | 3,11 | 1,4 | 1,5 | 0,958 | 0,103 |
| Écart-type | 1,03 | 4,42 | 0,9 | 1,7 | 0,680 | 0,284 |
| Total (n) | 12 | 13 | 12 | 13 | 9 | 10 |

Physico-chimie de l'eau de la rivière Matawin en amont et en aval du réservoir Taureau en 2005

| | PT (ppb) | | NT (ppm) | | CID (ppm) | | COD (ppm) | | Alcalinité (uéq/L) | |
|-------------------|----------|------|----------|-------|-----------|-------|-----------|-------|--------------------|-------|
| | Amont | Aval | Amont | Aval | Amont | Aval | Amont | Aval | Amont | Aval |
| Maximum | 12,00 | 9,00 | 0,299 | 0,371 | 2,000 | 1,900 | 8,000 | 6,200 | 93,00 | 83,00 |
| Minimum | 6,00 | 4,00 | 0,239 | 0,270 | 1,300 | 1,400 | 6,400 | 5,300 | 36,00 | 42,00 |
| Moyenne | 8,67 | 5,75 | 0,269 | 0,276 | 1,683 | 1,600 | 7,217 | 5,738 | 62,17 | 56,13 |
| Médiane | 9,00 | 6,00 | 0,266 | 0,263 | 1,800 | 1,550 | 7,400 | 5,750 | 56,00 | 51,00 |
| Écart-type | 2,30 | 1,75 | 0,023 | 0,056 | 0,248 | 0,185 | 0,688 | 0,288 | 20,69 | 16,17 |
| Total (n) | 6 | 8 | 6 | 8 | 6 | 8 | 6 | 8 | 6 | 8 |

| | MES (mg/L) | | Turbidité | |
|-------------------|------------|------|-----------|------|
| | Amont | Aval | Amont | Aval |
| Maximum | 2,25 | 1,75 | 1,8 | 1,9 |
| Minimum | 0,38 | 0,38 | 0,7 | 0,6 |
| Moyenne | 1,21 | 0,83 | 1,4 | 1,2 |
| Médiane | 1,19 | 0,63 | 1,4 | 1,2 |
| Écart-type | 0,65 | 0,49 | 0,4 | 0,5 |
| Total (n) | 6 | 8 | 6 | 8 |

**Analyse chimique des sédiments du lit mineur de la rivière Matawin
en amont et en aval du réservoir Taureau en 2004 et pente (2005)**

| | C.O. (%) | | N (%) | | Pbray-2 (ppm) | | Pente (%) | |
|-------------------|-----------------|-------------|--------------|-------------|----------------------|-------------|------------------|-------------|
| | Amont | Aval | Amont | Aval | Amont | Aval | Amont | Aval |
| Maximum | 18,402 | 2,628 | 0,835 | 0,104 | 75,870 | 96,667 | 45,00 | 40,00 |
| Minimum | 0,045 | 0,340 | 0,001 | 0,008 | 9,655 | 30,232 | 5,83 | 15,00 |
| Moyenne | 4,378 | 1,481 | 0,198 | 0,059 | 42,193 | 53,954 | 24,72 | 22,50 |
| Médiane | 1,473 | 1,262 | 0,062 | 0,065 | 51,810 | 50,175 | 24,17 | 21,67 |
| Écart-type | 7,880 | 0,809 | 0,358 | 0,036 | 30,583 | 20,455 | 12,28 | 7,11 |
| Total (n) | 5 | 9 | 5 | 9 | 5 | 9 | 9 | 10 |

Détail de la granulométrie et de la morphologie des stations

| Lieu | Station | Granulométrie | Grosseur moy. des cailloux (cm) | Morphologie |
|-------|---------|---------------|------------------------------------|-------------|
| amont | 1 | Cg | 22,3 | CS |
| amont | 2 | S | — | CS |
| amont | 3 | Cp | 9,0 | CS |
| amont | 4 | Cp | 5,0 | CS |
| amont | 5 | S | — | CS |
| amont | 6 | Cg | 17,5 | CS |
| amont | 7 | Cg | 27,9 | CS |
| amont | 8 | S | — | CS |
| amont | 9 | S | — | CS |
| aval | 1 | Cp | 9,6 | CS |
| aval | 2 | S | — | CS |
| aval | 3 | Cg | 13,0 | CS |
| aval | 4 | S | — | CS |
| aval | 5 | S | — | CM |
| aval | 6 | S | — | CS |
| aval | 7 | S | — | CM |
| aval | 8 | Cg | 17,2 | CS |
| aval | 9 | S | — | CM |
| aval | 10 | Cp | 8,3 | CS |

S : sableux

Cp : caillouteux - petits éléments (moyenne < 10 cm)

Cg : caillouteux - gros blocs (moyenne > 10 cm)

CS : chenal simple

CM : chenaux multiples

Caractéristiques des communautés de macrophytes en amont et en aval du réservoir Taureau en 2004

| | Richesse spécifique | | Abondance (%) | | Espèces obligées (%) | | Espèces facultatives (%) | | Espèces terrestres (%) | |
|-------------------|---------------------|------|---------------|------|----------------------|------|--------------------------|------|------------------------|------|
| | Amont | Aval | Amont | Aval | Amont | Aval | Amont | Aval | Amont | Aval |
| Maximum | 38,0 | 35,0 | 94,0 | 50,0 | 87,1 | 74,3 | 40,0 | 46,7 | 20,0 | 11,1 |
| Minimum | 10,0 | 9,0 | 23,0 | 32,0 | 40,0 | 44,4 | 9,7 | 20,8 | 3,0 | 0,0 |
| Moyenne | 21,2 | 22,0 | 56,0 | 40,9 | 69,3 | 61,0 | 25,2 | 32,9 | 5,5 | 6,1 |
| Médiane | 19,0 | 23,5 | 72,0 | 41,0 | 76,9 | 64,2 | 23,1 | 31,2 | 3,2 | 6,2 |
| Écart-type | 11,0 | 7,1 | 32,7 | 5,3 | 16,6 | 9,8 | 11,3 | 8,5 | 6,5 | 3,1 |
| Total (n) | 9 | 10 | 9 | 10 | 9 | 10 | 9 | 10 | 9 | 10 |

Caractéristiques des communautés de macrophytes en amont et en aval du réservoir Taureau en 2005

| | Richesse spécifique | | Abondance (%) | | Espèces obligées (%) | | Espèces facultatives (%) | | Espèces terrestres (%) | |
|-------------------|---------------------|------|---------------|------|----------------------|------|--------------------------|------|------------------------|------|
| | Amont | Aval | Amont | Aval | Amont | Aval | Amont | Aval | Amont | Aval |
| Maximum | 31,0 | 50,0 | 95,0 | 95,0 | 67,9 | 68,8 | 41,9 | 39,0 | 42,0 | 27,1 |
| Minimum | 55,0 | 32,0 | 34,0 | 30,0 | 34,0 | 37,5 | 22,7 | 20,9 | 5,4 | 6,3 |
| Moyenne | 47,0 | 40,9 | 68,3 | 77,1 | 58,3 | 58,7 | 28,7 | 28,6 | 13,1 | 12,7 |
| Médiane | 48,0 | 41,0 | 73,0 | 84,5 | 62,2 | 61,8 | 26,8 | 29,0 | 8,5 | 10,4 |
| Écart-type | 7,6 | 5,3 | 19,3 | 19,9 | 10,6 | 10,5 | 6,0 | 5,5 | 11,4 | 7,6 |
| Total (n) | 9 | 10 | 9 | 10 | 9 | 10 | 9 | 10 | 9 | 10 |

Physico-chimie de l'eau de la rivière Matawin en amont du réservoir Taureau en 2004 et 2005

| | PT (ppb) | | NT (ppm) | | CID (ppm) | | COD (ppm) | | Alcalinité (uéq/L) | |
|-------------------|----------|----------|----------|----------|-----------|----------|-----------|----------|--------------------|----------|
| | Amont 04 | Amont 05 | Amont 04 | Amont 05 | Amont 04 | Amont 05 | Amont 04 | Amont 05 | Amont 04 | Amont 05 |
| Maximum | 20,32 | 12,00 | 0,361 | 0,299 | 2,151 | 2,000 | 9,148 | 8,000 | 139,02 | 83,00 |
| Minimum | 10,29 | 6,00 | 0,238 | 0,239 | 1,131 | 1,300 | 6,415 | 6,400 | 32,42 | 42,00 |
| Moyenne | 14,40 | 8,67 | 0,294 | 0,269 | 1,503 | 1,683 | 7,445 | 7,217 | 72,12 | 56,13 |
| Médiane | 14,44 | 9,00 | 0,300 | 0,266 | 1,472 | 1,800 | 6,947 | 7,400 | 69,84 | 51,00 |
| Écart-type | 2,74 | 2,30 | 0,042 | 0,023 | 0,311 | 0,248 | 1,049 | 0,688 | 28,90 | 16,17 |
| Total (n) | 12 | 6 | 12 | 6 | 12 | 6 | 12 | 6 | 12 | 8 |

| | MES (mg/L) | | Turbidité | |
|-------------------|------------|----------|-----------|----------|
| | Amont 04 | Amont 05 | Amont 04 | Amont 05 |
| Maximum | 3,95 | 2,25 | 3,9 | 1,8 |
| Minimum | 0,22 | 0,38 | 0,6 | 0,7 |
| Moyenne | 1,66 | 1,21 | 1,5 | 1,35 |
| Médiane | 1,33 | 1,19 | 1,4 | 1,35 |
| Écart-type | 1,03 | 0,65 | 0,9 | 0,4 |
| Total (n) | 12 | 6 | 12 | 6 |

Physico-chimie de l'eau de la rivière Matawin en aval du réservoir Taureau en 2004 et 2005

| | PT (ppb) | | NT (ppm) | | CID (ppm) | | COD (ppm) | | Alcalinité (uéq/L) | |
|-------------------|----------|---------|----------|---------|-----------|---------|-----------|---------|--------------------|---------|
| | Aval 04 | Aval 05 | Aval 04 | Aval 05 | Aval 04 | Aval 05 | Aval 04 | Aval 05 | Aval 04 | Aval 05 |
| Maximum | 18,65 | 9,00 | 0,442 | 0,371 | 1,549 | 1,900 | 6,650 | 6,200 | 83,27 | 83,00 |
| Minimum | 6,49 | 4,00 | 0,243 | 0,270 | 1,146 | 1,400 | 5,800 | 5,300 | 41,28 | 42,00 |
| Moyenne | 12,13 | 5,75 | 0,321 | 0,276 | 1,309 | 1,600 | 6,365 | 5,738 | 65,49 | 56,13 |
| Médiane | 12,20 | 6,00 | 0,307 | 0,263 | 1,253 | 1,550 | 6,490 | 5,750 | 68,82 | 51,00 |
| Écart-type | 3,98 | 1,75 | 0,056 | 0,056 | 0,123 | 0,185 | 0,300 | 0,288 | 13,22 | 16,17 |
| Total (n) | 12 | 8 | 12 | 8 | 12 | 8 | 12 | 8 | 12 | 8 |

| | MES (mg/L) | | Turbidité | |
|-------------------|------------|---------|-----------|---------|
| | Aval 04 | Aval 05 | Aval 04 | Aval 05 |
| Maximum | 17,33 | 1,75 | 6,4 | 1,9 |
| Minimum | 1,11 | 0,38 | 0,0 | 0,6 |
| Moyenne | 4,20 | 0,83 | 1,5 | 1,2 |
| Médiane | 3,11 | 0,63 | 1,5 | 1,2 |
| Écart-type | 4,42 | 0,49 | 1,7 | 0,5 |
| Total (n) | 13 | 8 | 13 | 8 |

Caractéristiques des communautés de macrophytes en amont du réservoir Taureau en 2004 et 2005

[illegible]

Caractéristiques des communautés de macrophytes en aval du réservoir Taureau en 2004 et 2005

[illegible]

ANNEXE C

Matrices de présence – absence des espèces

Données 2004

| Famille | Espèce | AMONT 2004 | | | | | | | | | AVAL 2004 | | | | | | | | | |
|------------------|---|------------|---|---|---|---|---|---|---|---|-----------|---|---|---|---|---|---|---|---|----|
| | | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 |
| ACÉRACÉES | Acer rubrum L. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| ALISMATACÉES | Alisma gramineum Gmelin. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 |
| | Sagittaria cuneata Sheldon.* | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Sagittaria graminea Michx.* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Sagittaria latifolia Willd.* | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| | Sagittaria rigida Pursh.* | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| APOCYNACÉES | Apocynum androsaemifolium L. | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| AQUIFOLIACÉES | Ilex verticillata (L.) A. Gray. | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| ASCLÉPIADACÉES | Asclepias incarnata L. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| BÉTULACÉES | Aulus rugosa (DuRoi) Spreng. | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| CALLITRICHACÉES | Callitriche palustris L. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| CAPRIFOLIACÉES | Diervilla lonicera Mill. | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| COMPOSÉES | Achillea Millefolium L. | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Anaphalis margaritacea (L.) B. & H. | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Aster radula Ait. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| | Aster umbellatus Mill. | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Bidens hyperborea Greene.* | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Chrysanthemum Leucanthemum L. | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Eupatorium maculatum L. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 |
| | Eupatorium perfoliatum L. | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Prenanthes altissima L.* | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Solidago canadensis L. | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Solidago graminifolia (L.) Salisb. | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| | Solidago rugosa Mill. | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| CORNACÉES | Cornus stolonifera Michx. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| CRUCIFÈRES | Cardamine pensylvanica Mühl. | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Rorippa islandica (Oeder) Borbas | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| CYPÉRACÉES | Carex aquatilis Wahl. | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| | Carex Crawfordii Fern.* | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Carex crinita Lam. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| | Carex interior Bailey* | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Carex Michauxiana Boeckl.* | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Carex vesicaria L.* | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 |
| | Dulichium arundinaceum (L.) Britton. | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 |
| | Eleocharis acicularis (L.) R. & S. | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| | Eleocharis erythropoda Steud.* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| | Eleocharis palustris (L.) R. & S. | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 |
| | Scirpus atrocinctus Fern.* | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 |
| | Scirpus cyperinus (L.) Kunth. | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| | Scirpus rubrotinctus Fern. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| DROSÉRACÉES | Drosera intermedia Hayne. | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| ÉQUISÉTACÉES | Equisetum fluviatile L.* | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| | Equisetum palustre L.* | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| ÉRIOCAULACÉES | Eriocaulon septangulare With. | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| GENTIANACÉES | Gentiana linearis Fröl. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| GRAMINÉES | Agrostis stolonifera L.* | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| | Bromus ciliatus L. | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Calamagrostis canadensis (Michx.) Nutt. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| | Glyceria borealis (Nash.) Batch.* | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| | Glyceria canadensis (Michx.) Trin. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 |
| | Glyceria Fernaldii (Hitchc.) St. John* | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Glyceria striata (Lam.) Hitchc.* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| | Leersia oryzoides (L.) Sw. | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 |
| | Muhlenbergia glomerata (Willd.) Trin. | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Panicum boreale Nash.* | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Panicum capillare L.* | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Panicum subvillosum Ashe. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| HYDROCHARITACÉES | Elodea canadensis Michx. | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| HYPÉRICACÉES | Hypericum boreale (Britton) Bickn. | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Hypericum canadense L.* | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| HYPÉRICACÉES | Hypericum ellipticum Hook.* | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 |
| | Hypericum virginicum L. | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| IRIDACÉES | Iris versicolor L. | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| ISOÉTACÉES | Isoetes echinospora Dur.* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |

Total : 86 espèces sur 132 0 = absence 1 = présence ☐ = absence de cette espèce durant cette année
 * = Quelques incertitudes demeurent quant à l'identification de l'espèce (difficultés relatives à l'espèce, absence de fleur, peu de spécimens récoltés, etc.)

* = Quelques incertitudes demeurent quant à l'identification de l'espèce (difficultés relatives à l'espèce, absence de fleur, peu de spécimens récoltés, etc.)

Données 2005

| Famille | Espèce | AMONT 2005 | | | | | | | | | AVAL 2005 | | | | | | | | | |
|------------------|---|---------------------------|---|---|---|---|---|---|---|---|-----------|---|---|---|---|---|---|---|---|----|
| | | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 |
| ACÉRACÉES | Acer rubrum L. | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| ALISMATACÉES | Alisma gramineum Gmelin. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Sagittaria cuneata Sheldon.* | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Sagittaria graminea Michx.* | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| | Sagittaria latifolia Willd.* | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 |
| | Sagittaria rigida Pursh.* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| APOCYNACÉES | Apocynum androsaemifolium L. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| AQUIFOLIACÉES | Ilex verticillata (L.) A. Gray. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| ASCLÉPIADACÉES | Asclepias incarnata L. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| BÉTULACÉES | Aulus rugosa (DuRoi) Spreng. | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| CALLITRICHACÉES | Callitriche palustris L. | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| CAPRIFOLIACÉES | Diervilla lonicera Mill. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| COMPOSÉES | Achillea Millefolium L. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Anaphalis margaritacea (L.) B. & H. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| | Aster radula Ait. | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| | Aster umbellatus Mill. | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Bidens hyperborea Greene.* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Chrysanthemum Leucanthemum L. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Eupatorium maculatum L. | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| | Eupatorium perfoliatum L. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| | Prenanthes altissima L.* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Solidago canadensis L. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Solidago graminifolia (L.) Salisb. | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 |
| | Solidago rugosa Mill. | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| CORNACÉES | Cornus stolonifera Michx. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| CRUCIFÈRES | Cardamine pensylvanica Muhl. | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Rorippa islandica (Oeder) Borbas | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| CYPÉRACÉES | Carex aquatilis Wahl. | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| | Carex Crawfordii Fern.* | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Carex crinita Lam. | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| | Carex interior Bailey* | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Carex Michauxiana Boeckl.* | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Carex vesicaria L.* | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 |
| | Dulichium arundinaceum (L.) Britton. | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 |
| | Eleocharis acicularis (L.) R. & S. | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| | Eleocharis erythropoda Steud.* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| | Eleocharis palustris (L.) R. & S. | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| | Scirpus atrocinctus Fern.* | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 |
| | Scirpus cyperinus (L.) Kunth. | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| | Scirpus rubrotinctus Fern. | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| | DROSÉRACÉES | Drosera intermedia Hayne. | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| ÉQUISÉTACÉES | Equisetum fluviatile L.* | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| | Equisetum palustre L.* | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| ÉRIOCAULACÉES | Eriocaulon septangulare With. | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| GENTIANACÉES | Gentiana linearis Fröl. | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| GRAMINÉES | Agrostis stolonifera L.* | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 |
| | Bromus ciliatus L. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Calamagrostis canadensis (Michx.) Nutt. | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 |
| | Glyceria borealis (Nash.) Batch.* | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| | Glyceria canadensis (Michx.) Trin. | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 |
| GRAMINÉES | Glyceria Fernaldii (Hitchc.) St.John* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Glyceria striata (Lam.) Hitchc.* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| | Leersia oryzoides (L.) Sw. | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| | Muhlenbergia glomerata (Willd.) Trin. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| | Panicum boreale Nash.* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Panicum capillare L.* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Panicum subvillosum Ashe. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| HYDROCHARITACÉES | Elodea canadensis Michx. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| HYPÉRICACÉES | Hypericum boreale (Britton) Bickn. | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Hypericum canadense L.* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| | Hypericum ellipticum Hook.* | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 |
| | Hypericum virginicum L. | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| IRIDACÉES | Iris versicolor L. | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| ISOÉTACÉES | Isoetes echinospora Dur.* | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|------------------|--|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| JONCACÉES | <i>Juncus brevicaudatus</i> (Engelm.) Fern.* | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| | <i>Juncus effusus</i> L. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | <i>Juncus filiformis</i> L. | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| LABIÉES | <i>Juncus tenuis</i> Willd.* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | <i>Lycopus americanus</i> Muhl.* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 |
| | <i>Lycopus uniflorus</i> Michx.* | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| | <i>Mentha canadensis</i> L. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 |
| | <i>Prunella vulgaris</i> L. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| LÉGUMINEUSES | <i>Scutellaria epilobiifolia</i> A. Ham. | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| | <i>Scutellaria lateriflora</i> L. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| LENTIBULARIACÉES | <i>Vicia Cracca</i> L. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | <i>Utricularia intermedia</i> Hayne. | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| | <i>Utricularia minor</i> L.* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| LILIACÉES | <i>Utricularia vulgaris</i> L. | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | <i>Maianthemum canadense</i> Desf. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| LOBÉLIACÉES | <i>Smilacina stellata</i> (L.) Desf. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | <i>Lobelia Dortmanna</i> L. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| MYRICACÉES | <i>Myrica gale</i> L. | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| NAIADACÉES | <i>Neajas flexilis</i> (Willd.) Rostk. & Schmidt. | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| | <i>Potamogeton ephedrus</i> Raf. | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| | <i>Potamogeton natans</i> L.* | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | <i>Potamogeton pectinatus</i> L.* | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | <i>Potamogeton perfoliatus</i> L. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| NYMPHÉACÉES | <i>Potamogeton Spirillus</i> Tuckerm. | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| | <i>Brasenia Schreberi</i> Gmel. | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | <i>Nuphar microphyllum</i> (Pers.) Fernald. | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| OMBELLIFÈRES | <i>Nuphar rubrodiscum</i> Morong. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | <i>Sium suave</i> Walt. | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| OSMONDACÉES | <i>Osmunda regalis</i> L. | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| OXALIDACÉES | <i>Oxalis stricta</i> L.* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| PINACÉES | <i>Abies balsamea</i> (L.) Mill. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| | <i>Picea glauca</i> (Moench) Voss. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | <i>Pinus Strobus</i> L. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| POLYGONACÉES | <i>Polygonum cilinode</i> Michx.* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | <i>Polygonum Hydropiper</i> L.* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| | <i>Polygonum pennsylvanicum</i> L.* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| | <i>Rumex fenestratus</i> Greene.* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| POLYPODIACÉES | <i>Dryopteris spinulosa</i> (F. Muell.) Watt.* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 |
| | <i>Dryopteris Thelypteris</i> (L.) A. Gray.* | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| | <i>Onoclea sensibilis</i> L. | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| | <i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn.* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| PONTÉDÉRIACÉES | <i>Pontederia cordata</i> L. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| PRIMULACÉES | <i>Lysimachia terrestris</i> (L.) BSP | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| RENONCULACÉES | <i>Atragene americana</i> Sims. | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | <i>Ranunculus acris</i> L. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| | <i>Ranunculus reptans</i> L. | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 |
| | <i>Thalictrum pubescens</i> Pursh. | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| ROSACÉES | <i>Fragaria virginiana</i> (Porter) Britton.* | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| | <i>Potentilla palustris</i> (L.) Scop. | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | <i>Rubus idaeus</i> L.* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| | <i>Spiraea latifolia</i> (Alt.) Borkh. | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| RUBIACÉES | <i>Galium asprellum</i> Michx. | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| RUBIACÉES | <i>Galium trifidum</i> L. | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| SALICACÉES | <i>Populus balsamifera</i> L. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| | <i>Populus tremuloides</i> Michx. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | <i>Salix discolor</i> Muhl. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | <i>Salix lucida</i> Muhl. | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| | <i>Salix rigida</i> Muhl. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| SCOPHULARIACÉES | <i>Chelone glabra</i> L. | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| | <i>Euphrasia rigidula</i> Jord.* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | <i>Mimulus ringens</i> L. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| | <i>Veronica americana</i> (Raf.) Schwein. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| | <i>Veronica scutellata</i> L. | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 |
| SPARGANIACÉES | <i>Sparganium angustifolium</i> Michx.* | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| | <i>Sparganium chlorocarpum</i> Rydb.* | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| | <i>Sparganium fluctuans</i> (Morong) B.L. Robinson.* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| VIOLACÉES | <i>Viola pallens</i> (Banks) Brainerd.* | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| | <i>Viola septentrionalis</i> Greene.* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |

Total : 130 espèces sur 132

0 = absence 1 = présence

☐ = absence de cette espèce durant cette année

* = Quelques incertitudes demeurent quant à l'identification de l'espèce (difficultés relatives à l'espèce, absence de fleur, peu de spécimens récoltés, etc.)

ANNEXE D

Classification des espèces selon leur groupe écologique

| Famille | Espèce | Espèces OBL * | Espèces FACH * | Espèces TERR ** |
|------------------|----------------------------|------------------|-------------------|--------------------|
| ACÉRACÉES | Acer rubrum | | | |
| ALISMATACÉES | Alisma gramineum | | | |
| | Sagittaria cuneata | | | |
| | Sagittaria graminea | | | |
| | Sagittaria latifolia | | | |
| | Sagittaria rigida | | | |
| APOCYNACÉES | Apocynum androsaemifolium | | | |
| AQUIFOLIACÉES | Ilex verticillata | | | |
| ASCLÉPIADACÉES | Asclepias incarnata | | | |
| BÉTULACÉES | Aulus rugosa | | | |
| CALLITRICHACÉES | Callitriche palustris | | | |
| CAPRIFOLIACÉES | Diervilla lonicera | | | |
| COMPOSÉES | Achillea Millefolium | | | |
| | Anaphalis margaritacea | | | |
| | Aster radula | | | |
| | Aster umbellatus | | | |
| | Bidens hyperborea | | | |
| | Chrysanthemum Leucanthemum | | | |
| | Eupatorium maculatum | | | |
| | Eupatorium perfoliatum | | | |
| | Prenanthes altissima | | | |
| | Solidago canadensis | | | |
| | Solidago graminifolia | | | |
| | Solidago rugosa | | | |
| CORNACÉES | Cornus stolonifera | | | |
| CRUCIFÈRES | Cardamine pensylvanica | | | |
| | Rorippa islandica | | | |
| CYPÉRACÉES | Carex aquatilis | | | |
| | Carex Crawfordii | | | |
| | Carex crinita | | | |
| | Carex interior | | | |
| | Carex Michauxiana | | | |
| | Carex vesicaria | | | |
| | Dulichium arundinacum | | | |
| | Eleocharis acicularis | | | |
| | Eleocharis erythropoda | | | |
| | Eleocharis palustris | | | |
| | Scirpus atrocinctus | | | |
| | Scirpus cyperinus | | | |
| | Scirpus rubrotinctus | | | |
| DROSÉRACÉES | Drosera intermedia | | | |
| ÉQUISÉTACÉES | Equisetum fluviatile | | | |
| | Equisetum palustre | | | |
| ÉRIOCAULACÉES | Eriocaulon septangulare | | | |
| GENTIANACÉES | Gentiana linearis | | | |
| GRAMINÉES | Agrostis stolonifera | | | |
| | Bromus ciliatus | | | |
| | Calamagrostis canadensis | | | |
| | Glyceria borealis | | | |
| | Glyceria canadensis | | | |
| GRAMINÉES | Glyceria Fernaldii | | | |
| | Glyceria striata | | | |
| | Leersia oryzoides | | | |
| | Muhlenbergia glomerata | | | |
| | Panicum boreale | | | |
| | Panicum capillare | | | |
| | Panicum subvillosum | | | |
| HYDROCHARITACÉES | Elodea canadensis | | | |
| HYPÉRICACÉES | Hypericum boreale | | | |
| | Hypericum canadense | | | |
| | Hypericum ellipticum | | | |
| | Hypericum virginicum | | | |
| IRIDACÉES | Iris versicolor | | | |
| ISOÉTACÉES | Isoetes echinospora | | | |
| JONCACÉES | Juncus brevicaudatus | | | |
| | Juncus effusus | | | |
| | Juncus filiformis | | | |
| | Juncus tenuis | | | |

| | | | | |
|------------------|----------------------------------|--|--|--|
| LABIÉES | <i>Lycopus americanus</i> | | | |
| | <i>Lycopus uniflorus</i> | | | |
| | <i>Mentha canadensis</i> | | | |
| | <i>Prunella vulgaris</i> | | | |
| | <i>Scutellaria epilobiifolia</i> | | | |
| | <i>Scutellaria lateriflora</i> | | | |
| LÉGUMINEUSES | <i>Vicia Cracca</i> | | | |
| LENTIBULARIACÉES | <i>Utricularia intermedia</i> | | | |
| | <i>Utricularia minor</i> | | | |
| | <i>Utricularia vulgaris</i> | | | |
| LILIACÉES | <i>Maianthemum canadense</i> | | | |
| | <i>Smilacina stellata</i> | | | |
| LOBÉLIACÉES | <i>Lobelia Dortmanna</i> | | | |
| MYRICACÉES | <i>Myrica gale</i> | | | |
| NAÏADACÉES | <i>Najas flexilis</i> | | | |
| | <i>Potamogeton epihydrus</i> | | | |
| | <i>Potamogeton natans</i> | | | |
| | <i>Potamogeton pectinatus</i> | | | |
| | <i>Potamogeton perfoliatus</i> | | | |
| | <i>Potamogeton Spirillus</i> | | | |
| NYMPHÉACÉES | <i>Brasenia Schreberi</i> | | | |
| | <i>Nuphar microphyllum</i> | | | |
| | <i>Nuphar rubrodiscum</i> | | | |
| OMBELLIFÈRES | <i>Sium suave</i> | | | |
| OSMONDACÉES | <i>Osmunda regalis</i> | | | |
| OXALIDACÉES | <i>Oxali stricta</i> | | | |
| PINACÉES | <i>Abies balsamea</i> | | | |
| | <i>Picea glauca</i> | | | |
| | <i>Pinus Strobus</i> | | | |
| POLYGONACÉES | <i>Polygonum cilinode</i> | | | |
| | <i>Polygonum Hydropiper</i> | | | |
| | <i>Polygonum pensylvanicum</i> | | | |
| | <i>Rumex fenestratus</i> | | | |
| POLYPODIACÉES | <i>Dryopteris spinulosa</i> | | | |
| | <i>Dryopteris Thelypteris</i> | | | |
| | <i>Onoclea sensibilis</i> | | | |
| | <i>Pteridium aquilinum</i> | | | |
| PONTÉDÉRIACÉES | <i>Pontederia cordata</i> | | | |
| PRIMULACÉES | <i>Lysimachia terrestris</i> | | | |
| RENONCULACÉES | <i>Atragene americana</i> | | | |
| | <i>Ranunculus acris</i> | | | |
| | <i>Ranunculus reptans</i> | | | |
| | <i>Thalictrum pubescens</i> | | | |
| ROSACÉES | <i>Fragaria virginiana</i> | | | |
| | <i>Potentilla palustris</i> | | | |
| | <i>Rubus idaeus</i> | | | |
| | <i>Spiraea latifolia</i> | | | |
| RUBIACÉES | <i>Galium asprellum</i> | | | |
| RUBIACÉES | <i>Galium trifidum</i> | | | |
| SALICACÉES | <i>Populus balsamifera</i> | | | |
| | <i>Populus tremuloides</i> | | | |
| | <i>Salix discolor</i> | | | |
| | <i>Salix lucida</i> | | | |
| | <i>Salix rigida</i> | | | |
| SCOPHULARIACÉES | <i>Chelone glabra</i> | | | |
| | <i>Euphrasia rigidula</i> | | | |
| | <i>Mimulus ringens</i> | | | |
| | <i>Veronica americana</i> | | | |
| | <i>Veronica scutellata</i> | | | |
| SPARGANIACÉES | <i>Sparganium angustifolium</i> | | | |
| | <i>Sparganium chlorocarpum</i> | | | |
| | <i>Sparganium fluctuans</i> | | | |
| VIOLACÉES | <i>Viola pallens</i> | | | |
| | <i>Viola septentrionalis</i> | | | |

* : Classification selon la « Liste des plantes obligées (OBL) et facultatives (FACH) pour les milieux humides du Québec méridional » (Gauthier, 1997).

** : Les espèces qui n'étaient pas présentes dans cette liste ont été classées comme étant terrestres (TERR) pour les besoins de cette étude.

ANNEXE E

**Liste des espèces présentes seulement en 2004, en 2005,
en amont et en aval**

| Famille | Espèce | Groupe écologique | 2004 | 2005 | Amont | Aval |
|------------------|----------------------------|------------------------------|------|------|-------|------|
| ALISMATACÉES | Alisma gramineum | OBL | | | | X |
| | Sagittaria cuneata | OBL | | X | X | |
| APOCYNACÉES | Apocynum androsaemifolium | TERR | | X | | |
| AQUIFOLIACÉES | Ilex verticillata | FACH | | X | | X |
| ASCLÉPIADACÉES | Asclepias incarnata | OBL | | | | X |
| CALLITRICHACÉES | Callitriche palustris | OBL | X | | | X |
| CAPRIFOLIACÉES | Diervilla lonicera | TERR | | X | X | |
| COMPOSÉES | Achillea Millefolium | TERR | | X | | |
| | Anaphalis margaritacea | TERR | | X | | |
| | Aster umbellatus | FACH | | X | X | |
| | Bidens hyperborea | OBL | | X | X | |
| | Chrysanthemum Leucanthemum | TERR | | X | | X |
| | Eupatorium perfoliatum | FACH | | X | | X |
| | Prenanthes altissima | TERR | | X | X | |
| | Solidago canadensis | TERR | | X | | |
| CRUCIFÈRES | Solidago rugosa | TERR | | X | | |
| | Rorippa islandica | FACH | | | | X |
| CYPÉRACÉES | Carex Crawfordii | TERR | | X | | |
| | Carex interior | OBL | X | | X | |
| | Carex Michauxiana | OBL | | X | X | |
| GRAMINÉES | Bromus ciliatus | FACH | | X | X | |
| | Muhlenbergia glomerata | FACH | | X | | X |
| | Panicum boreale | TERR | | X | X | |
| | Panicum capillare | TERR | | X | X | |
| HYDROCHARITACÉES | Elodea canadensis | OBL | | X | | |
| HYPÉRICACÉES | Hypericum canadense | FACH | | X | | |
| JONCACÉES | Juncus effusus | FACH | | | X | |
| LABIÉES | Lycopus americanus | OBL | | | | X |
| | Mentha canadensis | OBL | | | | X |
| | Prunella vulgaris | TERR | | X | | X |
| LÉGUMINEUSES | Vicia Cracca | TERR | | | X | |
| LENTIBULARIACÉES | Utricularia minor | OBL | | X | | X |
| LILIACÉES | Maianthemum canadense | TERR | | X | X | |
| | Smilacina stellata | FACH | | X | | X |
| LOBÉLIACÉES | Lobelia Dortmanna | OBL | | X | | X |
| NAÏADACÉES | Potamogeton perfoliatus | OBL | | X | X | |
| OSMONDACÉES | Osmunda regalis | OBL | | X | X | |
| OXALIDACÉES | Oxali stricta | TERR | | X | X | |
| PINACÉES | Abies balsamea | TERR | | X | | X |
| | Picea glauca | TERR | | X | | X |
| | Pinus Strobus | TERR | | X | | |
| POLYGONACÉES | Polygonum cilinode | TERR | | X | | X |
| | Polygonum Hydropiper | OBL | | X | | X |
| POLYPODIACÉES | Dryopteris spinulosa | TERR | | X | | X |
| | Dryopteris Thelypteris | TERR | | X | | |
| | Pteridium aquilinum | TERR | | X | X | |
| PONTÉDÉRIACÉES | Pontederia cordata | OBL | | X | | X |
| RENONCULACÉES | Atragene americana | TERR | | X | X | |
| | Ranunculus acris | TERR | | X | | X |
| ROSACÉES | Fragaria virginiana | TERR | | X | | |
| | Rubus idaeus | TERR | | X | | |
| RUBIACÉES | Galium asprellum | OBL | | X | | |
| SALICACÉES | Populus balsamifera | FACH | | X | | |
| | Populus tremuloides | TERR | | X | X | |
| SCROPHULARIACÉES | Euphrasia rigidula | TERR | | | X | |
| | Veronica americana | OBL | | | | X |
| | | 28 TERR 18 OBL 10 FACH | 2 | 45 | 20 | 22 |

ANNEXE F

**Présence des espèces en relation avec la granulométrie des sédiments
et la morphologie du chenal**

Nombre de stations où les espèces étaient présentes selon la granulométrie et la morphologie *

| Famille | Espèce | Groupe | S – CM | S – CS | Cp – CS | Cg – CS | Total |
|------------------|----------------------------|--------|--------|--------|---------|---------|-------|
| ACÉRACÉES | Acer rubrum | FACH | 2 | 4 | 2 | 1 | 9 |
| ALISMATACÉES | Alisma gramineum | OBL | 3 | 5 | | 1 | 9 |
| | Sagittaria cuneata | OBL | | 2 | | | 2 |
| | Sagittaria graminea | OBL | 1 | 5 | 2 | 1 | 9 |
| | Sagittaria latifolia | OBL | 3 | 7 | 2 | | 12 |
| | Sagittaria rigida | OBL | 2 | 7 | 1 | 1 | 11 |
| APOCYNACÉES | Apocynum androsaemifolium | TERR | | | 1 | 2 | 3 |
| AQUIFOLIACÉES | Ilex verticillata | FACH | 1 | | | | 1 |
| ASCLÉPIADACÉES | Asclepias incarnata | OBL | 1 | | 2 | | 3 |
| BÉTULACÉES | Aulus rugosa | FACH | 6 | 12 | 8 | 8 | 34 |
| CALLITRICHACÉES | Callitriche palustris | OBL | | 1 | | | 1 |
| CAPRIFOLIACÉES | Diervilla lonicera | TERR | | | | 1 | 1 |
| COMPOSÉES | Achillea Millefolium | TERR | | | 2 | 1 | 3 |
| | Anaphalis margaritacea | TERR | | | 1 | 2 | 3 |
| | Aster radula | OBL | | 1 | 1 | 5 | 7 |
| | Aster umbellatus | FACH | | 1 | 2 | 3 | 6 |
| | Bidens hyperborea | OBL | | 1 | | | 1 |
| | Chrysanthemum Leucanthemum | TERR | | | 1 | | 1 |
| | Eupatorium maculatum | FACH | 4 | 7 | 2 | 5 | 18 |
| | Eupatorium perfoliatum | FACH | | | 1 | | 1 |
| | Prenanthes altissima | TERR | | | | 1 | 1 |
| | Solidago canadensis | TERR | | | 1 | 1 | 2 |
| | Solidago graminifolia | TERR | 3 | 12 | 6 | 7 | 28 |
| | Solidago rugosa | TERR | 2 | 2 | 4 | 3 | 11 |
| CORNACÉES | Cornus stolonifera | FACH | 3 | 3 | 2 | 3 | 11 |
| CRUCIFÈRES | Cardamine pensylvanica | OBL | | | 2 | 2 | 4 |
| | Rorippa islandica | FACH | | 1 | 1 | 2 | 4 |
| CYPÉRACÉES | Carex aquatilis | OBL | 5 | 13 | 8 | 9 | 35 |
| | Carex Crawfordii | TERR | 1 | 3 | 2 | | 6 |
| | Carex crinita | FACH | 4 | 12 | 4 | 4 | 24 |
| | Carex interior | OBL | | 1 | | 1 | 2 |
| | Carex Michauxiana | OBL | | 1 | 1 | | 2 |
| | Carex vesicaria | OBL | 6 | 14 | 6 | 8 | 34 |
| | Dulichium arundinacum | OBL | 4 | 6 | 3 | 1 | 14 |
| | Eleocharis acicularis | OBL | 5 | 14 | 8 | 3 | 30 |
| | Eleocharis erythropoda | OBL | 2 | 1 | | | 3 |
| | Eleocharis palustris | OBL | 6 | 14 | 4 | 4 | 28 |
| | Scirpus atrocinctus | FACH | 6 | 14 | 7 | 5 | 32 |
| | Scirpus cyperinus | OBL | 2 | 5 | 2 | 1 | 10 |
| | Scirpus rubrotinctus | OBL | 2 | 7 | 1 | | 10 |
| DROSÉRACÉES | Drosera intermedia | OBL | | 2 | | | 2 |
| ÉQUISÉTACÉES | Equisetum fluviatile | OBL | 4 | 6 | 2 | 1 | 13 |
| | Equisetum palustre | FACH | 2 | 6 | 1 | 2 | 11 |
| ÉRIOCAULACÉES | Eriocaulon septangulare | OBL | | 2 | | 1 | 3 |
| GENTIANACÉES | Gentiana linearis | OBL | 1 | 2 | 2 | 1 | 6 |
| GRAMINÉES | Agrostis stolonifera | FACH | 1 | 8 | 6 | 8 | 23 |
| | Bromus ciliatus | FACH | | | | 1 | 1 |
| | Calamagrostis canadensis | FACH | 6 | 11 | 6 | 8 | 31 |
| | Glyceria borealis | OBL | 4 | 12 | 8 | 2 | 26 |
| | Glyceria canadensis | OBL | 5 | 9 | 3 | 4 | 21 |
| GRAMINÉES | Glyceria Fernaldii | OBL | | 1 | 2 | | 3 |
| | Glyceria striata | OBL | 2 | 2 | 3 | 1 | 8 |
| | Leersia oryzoides | OBL | 4 | 7 | 4 | 4 | 19 |
| | Muhlenbergia glomerata | FACH | | | | 1 | 1 |
| | Panicum boreale | TERR | | | | 1 | 1 |
| | Panicum capillare | TERR | | 1 | | | 1 |
| | Panicum subvillosum | TERR | | | | 3 | 3 |
| HYDROCHARITACÉES | Elodea canadensis | OBL | | 1 | | 1 | 2 |
| HYPÉRICACÉES | Hypericum boreale | OBL | | 6 | 2 | 1 | 9 |
| | Hypericum canadense | FACH | | 2 | | 1 | 3 |
| | Hypericum ellipticum | OBL | 6 | 14 | 8 | 7 | 35 |
| | Hypericum virginicum | OBL | 5 | 11 | 3 | 8 | 27 |
| IRIDACÉES | Iris versicolor | OBL | 5 | 9 | 3 | 7 | 24 |
| ISOÉTACÉES | Isoetes echinospora | OBL | 3 | 7 | 3 | 2 | 15 |
| JONCACÉES | Juncus brevicaudatus | OBL | | 6 | 1 | 3 | 10 |

| | | | | | | | |
|------------------|----------------------------------|------|---|----|---|----|----|
| | <i>Juncus effusus</i> | FACH | | 2 | | | 2 |
| | <i>Juncus filiformis</i> | FACH | 5 | 13 | 7 | 7 | 32 |
| | <i>Juncus tenuis</i> | OBL | 1 | 2 | 1 | | 4 |
| LABIÉES | <i>Lycopus americanus</i> | OBL | 2 | 3 | 2 | 2 | 9 |
| | <i>Lycopus uniflorus</i> | OBL | 3 | 8 | 4 | 6 | 21 |
| | <i>Mentha canadensis</i> | OBL | 4 | 3 | | 1 | 8 |
| | <i>Prunella vulgaris</i> | TERR | | | | 1 | 1 |
| | <i>Scutellaria epilobiifolia</i> | OBL | 2 | 5 | 3 | 4 | 14 |
| | <i>Scutellaria lateriflora</i> | OBL | 1 | | | 2 | 3 |
| LÉGUMINEUSES | <i>Vicia Cracca</i> | TERR | | 1 | | 3 | 4 |
| LENTIBULARIACÉES | <i>Utricularia intermedia</i> | OBL | 3 | 4 | 2 | 2 | 11 |
| | <i>Utricularia minor</i> | OBL | | | | 1 | 1 |
| | <i>Utricularia vulgaris</i> | OBL | 1 | 2 | 2 | | 5 |
| LILIACÉES | <i>Maianthemum canadense</i> | TERR | | | 1 | 1 | 2 |
| | <i>Smilacina stellata</i> | FACH | | 1 | 1 | | 2 |
| LOBÉLIACÉES | <i>Lobelia Dortmanna</i> | OBL | | 1 | | | 1 |
| MYRICACÉES | <i>Myrica gale</i> | OBL | | 10 | 4 | 6 | 20 |
| NAÏADACÉES | <i>Najas flexilis</i> | OBL | 2 | 3 | 4 | | 9 |
| | <i>Potamogeton epiphydrus</i> | OBL | 3 | 7 | 5 | 1 | 16 |
| | <i>Potamogeton natans</i> | OBL | 1 | 3 | | | 4 |
| | <i>Potamogeton pectinatus</i> | OBL | | 2 | 1 | 1 | 4 |
| | <i>Potamogeton perfoliatus</i> | OBL | | 1 | | | 1 |
| | <i>Potamogeton Spirillus</i> | OBL | 3 | 6 | 5 | 1 | 15 |
| NYMPHÉACÉES | <i>Brasenia Schreberi</i> | OBL | 1 | 5 | 2 | 1 | 9 |
| | <i>Nuphar microphyllum</i> | OBL | | 4 | | 1 | 5 |
| | <i>Nuphar rubrodiscum</i> | OBL | 2 | 1 | | | 3 |
| OMBELLIFÈRES | <i>Sium suave</i> | OBL | 6 | 11 | 6 | 6 | 29 |
| OSMONDACÉES | <i>Osmunda regalis</i> | OBL | | | | 3 | 3 |
| OXALIDACÉES | <i>Oxalis stricta</i> | TERR | | | | 1 | 1 |
| PINACÉES | <i>Abies balsamea</i> | TERR | | 1 | | 1 | 2 |
| | <i>Picea glauca</i> | TERR | | 1 | | | 1 |
| | <i>Pinus Strobus</i> | TERR | | | 1 | 2 | 3 |
| POLYGONACÉES | <i>Polygonum cilinode</i> | TERR | | 1 | | | 1 |
| | <i>Polygonum Hydropiper</i> | OBL | 1 | 1 | | | 2 |
| | <i>Polygonum pensylvanicum</i> | FACH | 2 | | | 2 | 4 |
| | <i>Rumex fenestratus</i> | TERR | 1 | | | 2 | 3 |
| POLYPODIACÉES | <i>Dryopteris spinulosa</i> | TERR | 1 | | | 1 | 2 |
| | <i>Dryopteris Thelypteris</i> | TERR | | | | 3 | 3 |
| | <i>Onoclea sensibilis</i> | FACH | 6 | 7 | 3 | 5 | 21 |
| | <i>Pteridium aquilinum</i> | TERR | | | | 1 | 1 |
| PONTÉDÉRIACÉES | <i>Pontederia cordata</i> | OBL | 1 | | | | 1 |
| PRIMULACÉES | <i>Lysimachia terrestris</i> | OBL | 6 | 14 | 7 | 10 | 37 |
| RENONCULACÉES | <i>Atragene americana</i> | TERR | | | 1 | 1 | 2 |
| | <i>Ranunculus acris</i> | TERR | | | 1 | 1 | 2 |
| | <i>Ranunculus reptans</i> | FACH | 3 | 10 | 7 | 4 | 24 |
| | <i>Thalictrum pubescens</i> | FACH | 3 | 6 | 4 | 6 | 19 |
| ROSACÉES | <i>Fragaria virginiana</i> | TERR | 1 | 3 | 3 | 1 | 8 |
| | <i>Potentilla palustris</i> | OBL | 2 | 5 | | | 7 |
| | <i>Rubus idaeus</i> | TERR | 2 | 1 | | 1 | 4 |
| | <i>Spiraea latifolia</i> | TERR | 3 | 8 | 5 | 6 | 22 |
| RUBIACÉES | <i>Galium asprellum</i> | OBL | | 1 | 2 | 1 | 4 |
| RUBIACÉES | <i>Galium trifidum</i> | FACH | 4 | 11 | 5 | 5 | 25 |
| SALICACÉES | <i>Populus balsamifera</i> | FACH | | | | 2 | 2 |
| | <i>Populus tremuloides</i> | TERR | | | | 1 | 1 |
| | <i>Salix discolor</i> | FACH | 2 | 5 | 4 | 2 | 13 |
| | <i>Salix lucida</i> | FACH | 2 | 5 | 2 | 6 | 15 |
| | <i>Salix rigida</i> | FACH | 5 | 10 | 4 | 6 | 25 |
| SCOPHULARIACÉES | <i>Chelone glabra</i> | OBL | 1 | 4 | 3 | 4 | 12 |
| | <i>Euphrasia rigidula</i> | TERR | | | | 1 | 1 |
| | <i>Mimulus ringens</i> | OBL | | 2 | 2 | 1 | 5 |
| | <i>Veronica americana</i> | OBL | | | 2 | 2 | 4 |
| | <i>Veronica scutellata</i> | OBL | 2 | 3 | 4 | 1 | 10 |
| SPARGANIACÉES | <i>Sparganium angustifolium</i> | OBL | 3 | 10 | 5 | 2 | 20 |
| | <i>Sparganium chlorocarpum</i> | OBL | 1 | 6 | 2 | | 9 |
| | <i>Sparganium fluctuans</i> | OBL | 1 | 1 | 3 | | 5 |
| VIOLACÉES | <i>Viola pallens</i> | OBL | 1 | 9 | 4 | 8 | 22 |
| | <i>Viola septentrionalis</i> | TERR | | 1 | | 2 | 3 |

* : Sur un total de 38 stations (19 en 2004 et 19 en 2005), dont 6 sableuses / chenaux multiples (S – CM), 14 sableuses / chenal simple (S – CS), 8 caillouteuses (petits éléments) / chenal simple (Cp – CS) et 10 caillouteuses (gros blocs) / chenal simple (Cg – CS).